



CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO

Evaluación de las comunidades de abejas en los principales usos de la tierra de la finca comercial del CATIE.

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y la Escuela de Posgrado como requisito para optar al grado de

MAGISTER SCIENTIAE
en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

María Fernanda Guanga Guillén

Turrialba, Costa Rica
Octubre 2023

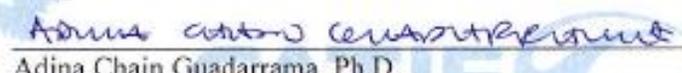
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero de la estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES
Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:



Alejandra Martínez Salinas, Ph.D.
Codirectora de tesis



Adina Chain Guadarrama, Ph.D.
Codirectora de tesis



Luis Diego Delgado Rodríguez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Mariela Leandro Muñoz, Ph.D.
Decana, a.i., Escuela de Posgrado



María Fernanda Guanga Guillén
Candidata

DEDICATORIA

A mi persona, por superar varias barreras, cansancio y lágrimas durante la realización de la maestría y de esta tesis.

A mis padres, Pablo y Lupe, por ser mi mano derecha siempre y por creer en su hija.

A mi hermano, mi cuñada y especialmente, a mis sobrinos, para que esta tesis pueda ser un ejemplo de inspiración y superación para ellos.

De manera especial, a Daniel, por siempre confiar en mí.

A todas las mujeres científicas y colegas que día a día trabajan con pasión y dedicación para divulgar la ciencia de la mejor manera.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación no sería posible sin la colaboración, asesoramiento y apoyo de los siguientes actores:

Un agradecimiento al gobierno de Canadá y su proyecto “RESTAURación Latin American Model Forest Network-Costa Rica”, por su apoyo económico para cursar mis estudios de posgrado y realización de tesis. Además, esta tesis fue posible gracias al apoyo de mi comité de tesis, Alejandra Martínez-Salinas y Adina Chain Guadarrama y Diego Delgado. De igual manera a la unidad de Bosques y Biodiversidad en Paisajes Productivos por su apoyo económico y en la logística de. Agradezco en particular Leonel Coto, asistente de investigación de la Unidad, por ser mi mano derecha en la construcción de trampas y en el campo, y también por tantas experiencias y caídas compartidas.

Agradezco al profesor Luis Diego Jiménez, por proveer la información y mapas de la finca de CATIE, así también a Alejandro Molina, administrador de la finca del CATIE y a Juan Carlos Quiroz, administrador de la finca Florencia. Además, un agradecimiento al personal de carpintería del CATIE por su apoyo en la creación de las trampas, gracias por la enseñanza en la carpintería.

Un agradecimiento a la Unidad de Bioestadística. A Sergio Vílchez, por su ayuda en el diseño del protocolo de la metodología y en el análisis de los datos, y a Eduardo Corrales, por su apoyo en el análisis de los datos y organización de la base datos.

A Mario Gallardo, del Centro de Investigaciones Apícolas Tropicales (CINAT) de la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA), por su apoyo en la identificación de abejas y por sus enseñanzas de colecta, montaje y preservación de las mismas. Adicionalmente, gracias a Mario por su compartir su conocimiento sobre las abejas e inspirarme a seguir trabajando en pro de estos polinizadores y entrarme al mundo de los locos por las abejas.

A mis padres, a mi familia y a Daniel, por su apoyo incondicional y por siempre creer en mí. Así también a Jafraisys Rosa, Jomayris Rosario, Sirey Ulloa y Cristina Fueres por su amistad, apoyo incondicional y por todas las experiencias compartidas.

Tabla de Contenido

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. METODOLOGÍA	5
2.1 Área de estudio	5
2.2 Caracterización de las comunidades de abejas	6
2.2.1 Selección de sitios	6
2.2.2 Métodos de muestreo	7
2.3 Covariables ambientales	9
2.4 Rasgos ecológicos de las especies de abejas	9
2.5 Análisis de datos	10
3. RESULTADOS	11
3.1 Estructura de las comunidades de abejas	11
3.2 Abundancia, y diversidad de abejas entre usos de suelo	12
3.3 Composición de las comunidades de abejas	15
3.4 Efecto de la adyacencia de bosque y caña sobre las comunidades de abejas	18
3.5 Asociaciones rasgos ecológicos y usos de suelo	19
4. DISCUSIÓN	20
4.1 Abundancia y diversidad de las comunidades de abejas	20
4.2 Composición de las comunidades de abejas	21
4.3 Efecto de los remanentes de bosque sobre la comunidad de abejas	22
4.4 Rasgos ecológicos y su distribución en los usos de suelo	22
4.5 Limitaciones e investigaciones futuras	23
5. CONCLUSIONES	24
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26
7. ANEXOS	31

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación del área de estudio.....	6
Figura 2. Esquema del diseño de muestreo.....	8
Figura 3. Diseño y montaje de las trampas.....	9
Figura 4. Curvas de rango-abundancia.....	12
Figura 5. Comparación de medias de abundancia y diversidad	14
Figura 6. Curvas de acumulación (interpolación-extrapolación).....	15
Figura 7. Gráfico de ordenación de un escalamiento multidimensional métrico (MDS)	18
Figura 8. Gráfico del análisis de correspondencia.....	20

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Resultados de los análisis de comparación de medias de abundancia y diversidad.....	13
Cuadro 2. Lista compuesta por las cinco especies más abundantes por usos de suelo.....	16
Cuadro 3. Resultados del análisis de ANOSIM.....	17
Cuadro 4. Resultados del análisis de contrastes.....	19

Índice de Anexos

Anexo 1. Mapa de calor con las abundancias de las tribus de abejas por usos de suelo.. ..	31
Anexo 2. Lista de las especies de abejas.....	31

Lista de Abreviaturas

CATIE	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
CINAT	Centro de Investigaciones Apícolas Tropicales
CBVCT	Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca
ANOVA	Análisis de Varianza
ANOSIM	Análisis de Similitudes
MDS	Escalamiento Multidimensional Métrico

Evaluación de las comunidades de abejas en los principales usos de la tierra de la finca comercial del CATIE

María Fernanda Guanga Guillén^{ab}, Alejandra Martínez-Salinas^a, Adina Chain-Guadarrama^a, Diego Delgado^a.

^a Unidad de Bosques y Biodiversidad en Paisajes Productivos, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.

^b Estudiante del programa de maestría en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, maria.guanga@catie.ac.cr

RESUMEN

La transformación de los paisajes naturales a paisajes agropecuarios en conjunto con los gradientes de intensificación y el aislamiento del hábitat natural son considerados amenazas para las comunidades de abejas y para la prestación del servicio ecosistémico de polinización. Con el fin de evaluar el potencial impacto de estos paisajes sobre este grupo de polinizadores evaluamos la estructura, diversidad y composición de las comunidades de abejas en cinco usos de suelo (bosque, plantación forestal, pasturas, caña y la transición bosque-caña) de la finca comercial del CATIE, Costa Rica. La caracterización de las comunidades de abejas se realizó a través de una combinación de métodos de colecta activa y pasiva, en cuatro sitios por uso de suelo, y cuatro visitas por sitio a través del tiempo. Se recolectaron 1857 individuos, pertenecientes a 57 especies. La mayor abundancia se encontró en bosque y la mayor riqueza y diversidad en los usos Bosque-caña, caña y pastura. La comunidad de abejas del bosque estuvo dominada por especie *Plebeia frontalis*, posiblemente, por un comportamiento de reclutamiento de la misma. Otros usos de suelo mostraron estructuras más equitativas con muchas especies raras. La composición de especie fue diferente entre todos los usos de suelo, observándose en particular que el bosque es el que más difiere con los demás usos forestales o agrícolas. Un patrón similar de diferenciación se observó al evaluar un set de rasgos ecológicos. En términos de adyacencia, la comparación entre el uso de suelo conformado por la transición bosque y caña con el uso de suelo caña y bosque sugiere un efecto de la caña sobre la riqueza y diversidad de abejas de las comunidades del bosque, en la que especies de abejas más características de la caña utilizan recursos ofrecidos por el bosque. Nuestros resultados mostraron que los paisajes heterogéneos como la finca del CATIE y sus alrededores pueden conservar comunidades diversas de abejas relacionadas con el servicio ecosistémico de polinización, la seguridad alimentaria y la economía de la región.

Palabras clave: intensificación agrícola, polinización, diversidad, rasgos ecológicos, conservación.

ABSTRACT

The transformation of natural landscapes into agricultural landscapes, along with the gradients of intensification and isolation of natural habitats, are considered threats to bees' communities and their provision of ecosystems services, pollination. To evaluate the impact of agricultural landscapes over these group of pollinators, we study the structure, diversity, and composition of bees' communities in five land uses (forest, forest plantation, pastures, sugarcane, and forest-sugarcane transitions) on the CATIE commercial farm, Costa Rica. The characterization of the bees' communities was conducted using a combination of active and passive collective methods in four replications in each land use (sites) with four visits per site. We collected a total of 1857 individuals belonging to 57 species. The higher abundance was found in the forest and the higher richness and diversity in pastures, sugarcane, and forest-sugarcane. The bees' community at the forest was dominated by the species *Plebeia frontalis*, possibly due to recruitment behavior. The others land uses showed more equitable structures with many rare species. The species composition differed among all land uses, with the forest showing the greatest difference from other forest or agricultural uses. A similar differentiation pattern was observed when we evaluated a set of the ecological traits. In terms of adjacency, the comparison between the land use consisting of the forest-sugarcane transitions with the land use of sugarcane and forest suggests an effect of sugarcane on the richness and diversity of bee communities in the forest, where bee species more characteristic of sugarcane use resources offered by the forest. Our results showed that heterogeneous landscapes like the CATIE farm and its surroundings can conserve diverse bee communities related to the ecosystem service of pollination, food security, and the region's economy.

Key words: Agricultural intensification, pollination, diversity, ecological traits, conservation.

1. INTRODUCCIÓN

Los polinizadores son vitales para las funciones ecológicas y el beneficio humano dentro de los paisajes agropecuarios. Existen aproximadamente 349,368 especies de polinizadores distribuidas en todo el mundo (Ollerton 2017), entre insectos (abejas, mariposas, avispas, moscas, escarabajos, polillas y trips) y vertebrados (murciélagos, aves) (Potts *et al.* 2016). Este grupo son de suma importancia para la ecología, seguridad alimentaria y la economía de los paisajes a nivel global, ya que son los responsables de la polinización de plantas silvestres con flor (Ollerton *et al.* 2011) y de cultivos para la producción mundial de alimentos (Klein *et al.* 2018).

Los cultivos polinizados por polinizadores tienden a tener precios de venta más altos en el mercado en comparación de los cultivos independientes de polinizadores, lo cual afecta los mercados globales de productos agrícolas (Potts *et al.* 2016). Entre los años 1993 y 2009 aumentó el beneficio económico por parte de la polinización alrededor del mundo, y para el año 2009 este servicio ecosistémico generó entre 235,000 y 577,000 millones de dólares adicionales por la mejora en la producción agrícola (Lautenbach *et al.* 2012).

A pesar de su importancia, existen múltiples factores que afectan negativamente a las comunidades de polinizadores. La rápida expansión de áreas destinadas a la producción agropecuaria (Potts *et al.* 2010), la intensificación de la agricultura (Klein *et al.* 2002), la fragmentación (Winfrey *et al.* 2009), el aislamiento del hábitat natural (Ricketts *et al.* 2008) y el cambio climático (Imbach *et al.* 2017, Potts *et al.* 2016) constituyen algunos de los principales factores que han puesto en riesgo la diversidad de las comunidades de polinizadores, las interacciones planta-animal y la diversidad de recursos florísticos (Potts *et al.* 2016, 2010), todos ellos esenciales para el mantenimiento del servicio ecosistémico de polinización (Ollerton *et al.* 2011). Estos factores, en conjunto con el incremento en la frecuencia de incendios forestales, la contaminación del ambiente, la dispersión de patógenos y la introducción de especies exóticas, ha ocasionado una notable pérdida de especies de insectos polinizadores incluyendo a las abejas, que son organismos clave para el funcionamiento de los ecosistemas, la reproducción de plantas con flor silvestres y la seguridad alimentaria (Potts *et al.* 2016, Pantoja *et al.* 2014, Potts *et al.* 2010).

Con aproximadamente 20,000 especies, tanto domésticas como silvestres, distribuidas en todo el mundo (Orr *et al.* 2021), las abejas constituyen uno de los principales grupos de insectos polinizadores de las plantas silvestres y de cultivos (Potts *et al.* 2010). Estos insectos son uno de los polinizadores claves para la reproducción y la diversidad biológica de más de 299,000 especies de plantas con flor (Ollerton *et al.* 2011), las cuales han disminuido de manera paralela con las comunidades de abejas en muchos países del mundo (Potts *et al.* 2010). Además, las abejas son responsables de polinizar aproximadamente la mayor parte del 70% de los cultivos alrededor del mundo, de los cuales el 35% son considerados esenciales para la seguridad alimentaria (Ricketts *et al.* 2008, Klein *et al.* 2007), y son los polinizadores más importantes de cultivos encontrados en los trópicos (Roubik 1995). La amplia y efectiva polinización por parte de las abejas ayuda a la productividad, abundancia, diversidad y estabilidad de alimentos y garantizan servicios ecosistémicos más amplios y estables (Klein *et al.* 2018, Sahari *et al.* 2010, Ricketts *et al.* 2008).

La riqueza total y la abundancia de las comunidades de abejas está determinada principalmente por la estructura espacial y temporal de los recursos florísticos y los sitios de anidación, los cuales al cambiar afectan la capacidad de movimiento y forrajeo de las abejas en el paisaje (Rahimi *et al.* 2022, Murray *et al.* 2009). Por ello, el impacto de la fragmentación y la pérdida de hábitat han causado un efecto

negativo en la riqueza y abundancia de abejas nativas, ya que tienen que recorrer distancias más largas a su hábitat natural, influyendo en su distribución dentro del paisaje agropecuario (Winfree *et al.* 2009, Ricketts *et al.* 2008). Para el periodo comprendido entre 1990 y 2015, se reportó una disminución de un 25% de la riqueza total de abejas en todo el mundo, siendo América del Norte, Centroamérica y el Caribe, las regiones con un registro de una mayor pérdida en la riqueza de estos polinizadores (Zattara y Aizen 2021).

Adicionalmente, existe evidencia de que el cambio de uso de suelo en los paisajes agropecuarios puede tener un impacto negativo como positivo sobre la riqueza, diversidad y composición dependiendo de la especie de abeja (Sahari *et al.* 2010, Winfree *et al.* 2009). Usos de suelo destinados a la agricultura y la ganadería han mostrado que la abundancia y riqueza de abejas no varía mucho entre estos dos tipos de usos de suelo, ya que favorece a ciertas especies de abejas por la disponibilidad de los recursos de flores, néctar o sitios de anidación (Galbraith *et al.* 2020, Sahari *et al.* 2010, Nates-Parra *et al.* 2008). Sin embargo, la composición de las comunidades de abejas cambia con el uso de suelo, especialmente cuando se compara con la composición de los hábitats naturales como el bosque (Galbraith *et al.* 2020, Nates-Parra *et al.* 2008, Brosi *et al.* 2008)

La comprensión de las causas de la pérdida de las comunidades de abejas todavía tiene muchos vacíos, sin embargo, varios estudios han demostrado que existe una disminución en la población de ciertos grupos de abejas en paisajes agropecuarios en todo el mundo (Rahimi *et al.* 2022, Zattara y Aizen 2021, Winfree *et al.* 2009). La mayoría de estos estudios se centran en países de las regiones templadas (Potts *et al.* 2010), habiendo pocos estudios en países tropicales (Potts *et al.* 2016, Pantoja *et al.* 2014), a pesar de que estos últimos han demostrado un declive más decadente de la riqueza de polinizadores y de sus visitas a plantas con flor (Ricketts *et al.* 2008).

En las regiones tropicales de Asia y África, diferentes estudios han demostrado cambios negativos en la riqueza y abundancia de abejas por la pérdida de recursos florísticos y fragmentación de su hábitat como resultado del cambio de uso de suelo en paisajes agropecuarios (Kumsa y Ballantyne 2021), Buchori *et al.* 2019, Siregar *et al.* 2016, Sahari *et al.* 2010). En el neotrópico, los datos existentes indican que el incremento de paisajes agropecuarios amenaza el 33% de las especies de esta región (Antonelli 2022), en donde se encuentran más de 4,800 especies de abejas (Moure *et al.* 2007). En estos paisajes fragmentados se ha encontrado bajas densidades de nidos, lo que causa un cambio en la estructura de las comunidades de abejas (Nates-Parra *et al.* 2008). Adicionalmente, paisajes agropecuarios con monocultivos han mostrado efectos negativos en la riqueza de abejas y en cambios en la composición de las especies (Ferreira *et al.* 2022).

En Costa Rica, existen pocas publicaciones sobre la composición y diversidad de las comunidades de abejas en paisajes agropecuarios. Las investigaciones realizadas señalan cambios en la riqueza total de abejas entre diferentes usos de la tierra y épocas del año (Galbraith *et al.* 2020). Aquellas que han estudiado los cambios en la abundancia y composición de abejas en fragmentación de bosque en paisajes productivos, señalan que la abundancia y la composición de abejas de las orquídeas y de la comunidad, en general, cambia con relación al tamaño, forma y aislamiento de los parches de bosques (Brosi 2009, Brosi *et al.* 2008, Brosi *et al.* 2007). Finalmente, las investigaciones realizadas en remanentes de bosques en paisajes dominados principalmente por plantaciones de café indican que los bosques aumentan la riqueza de polinizadores y la estabilidad de la polinización dentro de estos paisajes (Ricketts 2004).

Dada la importancia de estos insectos y los vacíos de información de las comunidades de abejas en paisajes agropecuarios en el neotrópico, se requieren más estudios de línea base para conocer la

diversidad y composición de especies en los diferentes usos de suelo que los componen, que permitan desarrollar gestiones de manejo y restauración de hábitat para su conservación, conectividad y el mantenimiento del servicio ecosistémico de polinización.

En el presente estudio se busca evaluar la riqueza, abundancia, diversidad y composición de las comunidades de abejas en diferentes usos de suelo (caña de azúcar, pasturas, plantaciones forestales y bosques) en un paisaje agropecuario en Costa Rica, para responder las siguientes preguntas: ¿Cómo varía la abundancia, diversidad y composición de abejas en los usos de suelo? y ¿Las áreas productivas adyacentes al bosque son diferentes en términos de estructura, composición y diversidad de aquellas áreas sin adyacencia a los bosques? La presente investigación contribuye no solo a fortalecer el conocimiento sobre las comunidades de abejas en Costa Rica, sino también a informar decisiones de manejo de las áreas productivas y procesos de restauración de hábitat para polinizadores en paisajes agrícolas.

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El área de estudio incluyó la totalidad del área de la finca comercial del CATIE más un área de amortiguamiento de 1.5 km alrededor de los límites de la finca (Figura 1). El área de estudio se encuentra inmersa dentro del Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca (CBVCT), en el cantón de Turrialba, provincia de Cartago, Costa Rica (Figura 1). El objetivo del CBVCT es mantener y restaurar la conectividad ecológica de parques nacionales, reservas y zonas protectoras en el centro del país (Murrieta *et al.* 2007).

El paisaje agropecuario de la finca del CATIE está integrado por diversos usos de suelo y cobertura representativos del CBVCT (Murrieta *et al.* 2007), como el café, caña, pasturas y bosques secundarios. El área de estudio se encuentra ubicada en las coordenadas 9° 88' N y 83° 65' O y está situada en una zona de bosque húmedo premontano con una elevación promedio de 610 msnm, con una temperatura promedio anual de 22°C, una humedad relativa de 87% y una precipitación anual de 2639 mm (Martínez-Salinas *et al.* 2016). En Turrialba, la temporada lluviosa corresponde a los meses de mayo a diciembre y la temporada seca entre los meses de enero a mayo (Estación Meteorológica del CATIE, datos no publicados). La finca, con un área total de aproximadamente 974.7 ha, contiene doce usos de suelo, de los cuales los más dominantes son las plantaciones forestales (30%), los bosques secundarios (21%), las pasturas (18%) y la caña de azúcar (8%).

El área de estudio comprende un paisaje total de 4,310 ha, el cual 3,335 ha pertenece al área de amortiguamiento que está mayormente dominada por bosques secundarios, caña de azúcar, plantaciones forestales y sistemas agroforestales simples de café (Estrada-Carmona *et al.* 2019). La inclusión de esta zona de amortiguamiento responde a la necesidad de ampliar el área de estudio de tal forma que fuese posible identificar sitios de muestreo con cultivo de caña adyacente a bosques.

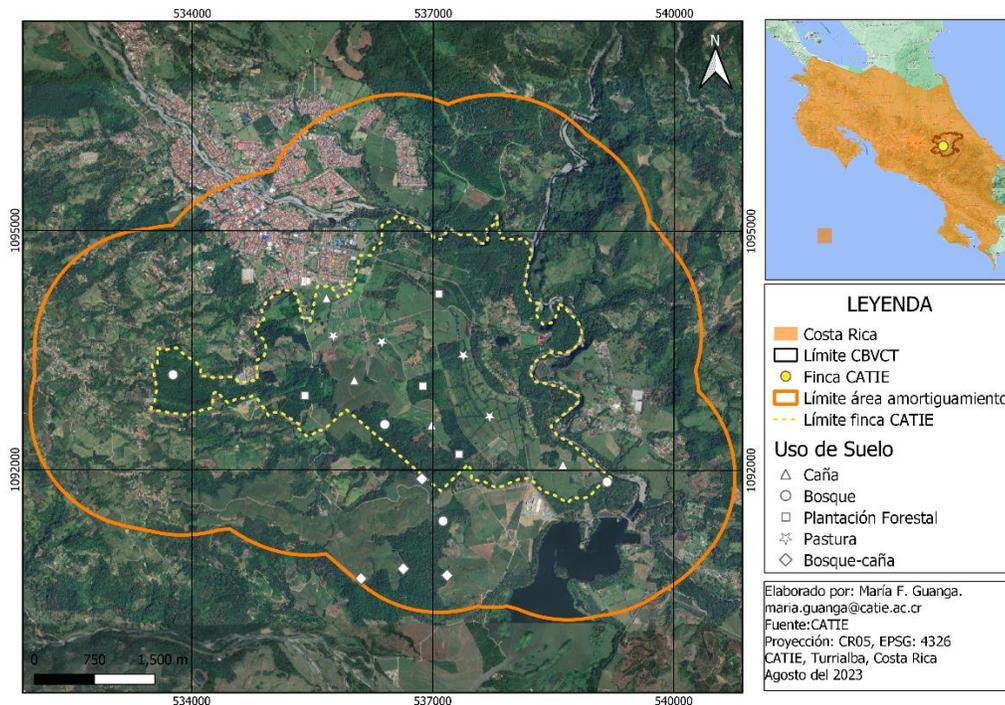


Figura 1. Ubicación del área de estudio correspondiente a la finca comercial del CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) más un área de amortiguamiento de un radio de 1.5 km alrededor de sus límites. Los sitios de muestreo se exponen con símbolos distintos para cada uso de suelo en color blanco.

2.2 Caracterización de las comunidades de abejas

2.2.1 Selección de sitios

Se caracterizaron las comunidades de abejas en cuatro usos de suelo que corresponden a bosques secundarios, plantaciones forestales mixtas, caña de azúcar y pasturas (Figura 1). Además, para evaluar el efecto de la cercanía a bosque, se consideró un quinto uso de suelo denominado bosque-caña, que corresponde a sitios de caña de azúcar colindante con el bosque. Estos usos de suelo fueron seleccionados no solo por ser los usos de suelo dominantes en el paisaje de la finca del CATIE, sino también dentro del CBVCT.

Los bosques secundarios del área de estudio corresponden a cuatro parches, tres parches dentro de los límites de la finca y un parche en el área de amortiguamiento. Los parches dentro de los límites de la finca tienen aproximadamente 87 años de edad (Molina 2023), regenerados en áreas que antes estuvieron dedicadas al cultivo de café y ganadería. Dos de estos parches está bajo manejo forestal. El parche de bosque dentro del área de amortiguamiento tiene más de 90 años de edad y no está bajo manejo forestal (Quiroz 2023). En el paisaje de estudio se identifican a los bosques secundarios corresponden al hábitat natural de las abejas, y se comparan con las comunidades de abejas de los otros usos del suelo.

Las plantaciones forestales mixtas son cultivos de árboles de diferentes especies comerciales para producción de madera, entre las que se incluyen *Eucalyptus deglupta*, *Vochysia guatemalensis*, *Cordia alliodora*, *Gmelina arborea*, *Araucaria hunsteinii*, entre otras. Las plantaciones forestales en el área

de estudio tienen una edad entre 11-16 años y son manejadas aplicando chapia (limpieza de maleza), raleos (corte de árboles para mejorar el crecimiento de otros individuos) y aprovechamientos (Molina 2023).

La caña de azúcar es un uso de suelo importante para la economía de la finca y cada año se realiza la zafra entre los meses de enero y julio. Las variedades de caña dentro de la finca del CATIE son Pindar y Q96 (Molina 2023), y la variedad de la caña en el área de amortiguamiento es Barbado 76 (Quiroz 2023). Durante este estudio, en los sitios caña y bosque-caña se realizó la zafra después de la segunda visita.

Finalmente, las pasturas tienen un sistema de cercas vivas y son esenciales para el uso de ganado destinado a la producción de carne y de lechería; estas pasturas tienen dos variedades de pasto: Tanner y Gramalote (Molina 2023).

Se seleccionaron cuatro sitios de muestreo por uso de suelo para un total de 20 sitios (Figura 1). Estos sitios fueron seleccionados al azar a través de la utilización del software QGIS 3.22, únicamente asegurando una distancia mínima lineal de 400 m entre ellos, para disminuir un posible sesgo de la distancia de vuelo de las abejas. Para la selección de sitios, se descartó el lado oeste del área de estudio por la presencia de un cuerpo de agua (Río Reventazón) y el difícil acceso a la zona.

2.2.2 Métodos de muestreo

Cada uno de los sitios de muestreo fue visitado en cuatro ocasiones entre los meses de febrero a junio del 2023, los cuales corresponden a la temporada seca y parte de temporada lluviosa en la zona de estudio.

En cada uno de los sitios de muestreo se evaluó la comunidad de abejas utilizando métodos de captura activos y pasivos. El método activo consistió en muestreo de abejas con redes entomológicas por periodos de 20 minutos efectivos a lo largo de transectos de 50 m de largo por 10 m de ancho (Figura 2a). Estos transectos se recorrieron caminando en zigzag en dos horarios, durante la mañana entre 7-11 a.m. y por la tarde entre 2-4 p.m. El registro del tiempo se detuvo durante el manejo de los individuos capturados para garantizar 20 min de muestreo. El uso de redes entomológicas constituye el método más utilizado y efectivo para la colecta de abejas en los trópicos (Prado *et al.* 2017).

El método pasivo consistió en ubicar un total de ocho trampas a lo largo de cada uno de los transectos. Cuatro trampas de paletas azules (Blue Vane, por su nombre en inglés) y cuatro trampas de platos de colores (Figura 2a). Las trampas se colocaron perpendiculares al transecto a una distancia de 20 m y a 20 m de distancia entre ellas (Figura 2a). En los sitios de caña adyacente a bosque (bosque-caña) se empleó el mismo diseño de transectos, únicamente asegurando que la mitad de las trampas se colocaran dentro del bosque y la otra mitad dentro de la caña. (Figura 2b). Para los sitios de caña, los transectos se realizaron en caminos entre canales y las trampas se colocaron dentro de la caña.

Ambos tipos de trampas se colocaron a un metro de altura y para proteger a los especímenes colectados se diseñó una estructura con sombrillas para cubrirlos de la lluvia y el viento (Figura 3). En los bordes de los platos de colores y en las paletas azules de cada trampa se roció un atrayente compuesto de azúcar, miel comercial y agua.

El uso combinado de diferentes trampas para el muestreo pasivo es importante, ya que permite obtener una mayor representatividad de la diversidad de abejas en cada sitio muestreado. La metodología de las trampas de paletas azules (*BanfieldBio Inc.*, Seattle, WA) (Figura 3a) se ha utilizado con frecuencia por su facilidad de uso y eficiencia en la captura de abejas de diferentes tamaños (Galbraith *et al.* 2020,

Hall 2018). La trampa consistió en dos paletas azules, un embudo azul y un envase de plástico transparente que se llenó con 10 cm de agua con detergente, el cual disminuye la tensión superficial del agua y permite que los insectos queden atrapados (Schauff 1986).

Por otro lado, las trampas de platos de colores (figura 3b) se han utilizado frecuentemente en estudios de abejas y es un método eficiente para muestreo en los trópicos (Prado *et al.* 2017). Este tipo de trampas consisten en platos de tres colores: azul, amarillo y blanco, los cuales han resultado efectivos en la captura de abejas (Boyer *et al.* 2020, O'Connor *et al.* 2019). Al igual que en las trampas de paletas azules, los platos se llenaron con agua y una pequeña cantidad de detergente para atrapar a los insectos.

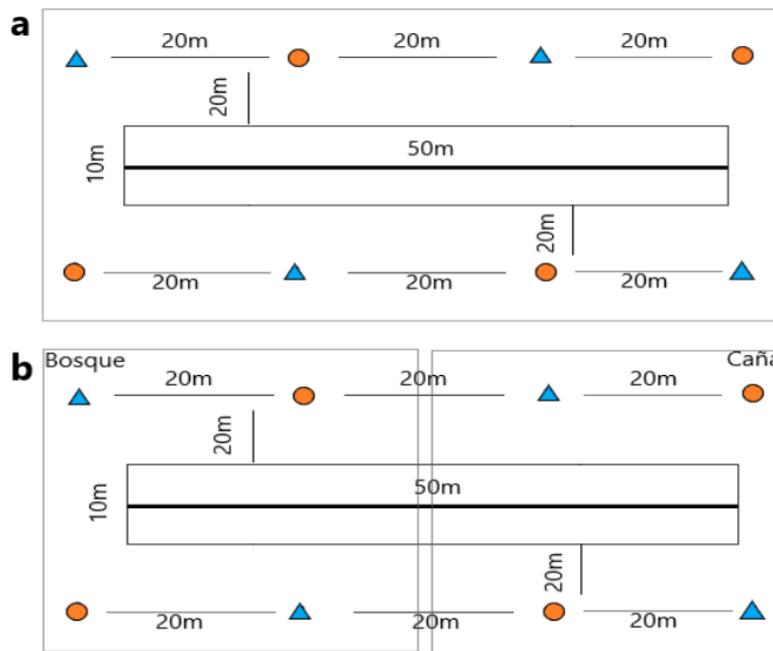


Figura 2. Esquema del diseño de los transectos de muestreo para la evaluación de la comunidad de abejas en diferentes usos de suelo, uso de suelo bosque, pastura, caña y plantación forestal (a), uso de suelo caña adyacente a bosque (b). Los puntos color naranja muestran la ubicación de las trampas de platos de colores y los triángulos color azul muestran la ubicación de las trampas de paletas azules.

Las trampas pasivas se dejaron en campo durante 24 horas y pasado este periodo de tiempo, se colectaron los insectos atrapados, los cuales se montaron en cajas entomológicas. Los especímenes colectados con la red entomológica se colocaron en frascos de cristal con acetato de etilo para causar su muerte, y posteriormente, se montaron en cajas entomológicas. Todos los individuos colectados se identificaron por expertos del Centro de Investigaciones Apícolas Tropicales (CINAT), de la Universidad Nacional de Costa Rica. Las colectas quedaron resguardadas en la colección de esta misma institución.



Figura 3. Diseño y montaje de las trampas de paletas azules (a) y platos de colores (b). Trampas colocadas a un 1 metro de altura y con una estructura con sombrilla para la lluvia y viento.

2.3 Covariables ambientales

En cada visita a los sitios de muestreo, se tomó datos de temperatura, viento, cobertura de la vegetación del dosel, cobertura de la vegetación por estratos y floración por estratos. Estas variables se tomaron en tres puntos del transecto a 12.5 m, 25 m y 35.7 m. La temperatura y viento fueron tomados antes y después de cada muestreo con red entomológica, utilizando un anemómetro (Extech AN200 CFM/CMM anemometer/thermometer). La cobertura arbórea del dosel se midió por medio de cuatro lecturas en las cuatro direcciones cardinales utilizando un densiómetro esférico. La cobertura por estratos se midió utilizando el índice de Thiollay (1992) que consiste en asignar una escala de cobertura a cada uno de cinco estratos (0-2 m, 2-9 m, 10-20 m, 20-30 m y >30 m). Las categorías de la escala utilizada corresponden a 0, 1, 2 y 3 que equivalen respectivamente a porcentajes de cobertura de 0%, 1-33%, 34-66% y 67-100%. Además, para la floración por estratos se asignó una categoría de número de flores como 0 = 0 flores, 1 = 1-10 flores, 2 = 11-100 flores, 3 = 101-1000 flores, y 4 >1000 flores.

2.4 Rasgos ecológicos de las especies de abejas

Para cada especie colectada, se obtuvo información de los rasgos de tamaño, constancia floral, sustrato de anidación y comportamiento social, con base en revisión de literatura (Carril *et al.* 2023, Packer 2023, Hanson *et al.* 2021, Danforth *et al.* 2019, Michener 2007, Silveira *et al.* 2002, O'Toole y Raw 1991) y consulta con expertos del CINAT. Las especies fueron clasificadas por su tamaño como pequeñas (3-6 mm), medianas (7-16 mm) y grandes (≥ 17 mm). Con respecto a la constancia floral, las especies se catalogaron como poliléticas: abejas generalistas que recolectan polen de diversos géneros y especies de flores, oligoléticas: abejas especialistas que su visita es restringida a un solo género o pocas especies de planta con flor y poliléticas-oligoléticas: abejas que son generalistas, pero tienen preferencia a un género o especie de plantas con flor (Danforth *et al.* 2019).

Las especies fueron clasificadas según el sustrato conocido que es utilizado para la anidación: termiteras, troncos, cavidades, suelo, cavidades-suelo, expuesto, huéspedes, y con base en el comportamiento social como: sociales, solitarias o parásitas (Danforth *et al.* 2019). Las abejas sociales

tienen un comportamiento jerárquico y dividen sus trabajos (algunas hembras se reproducen, otras construyen y cuidan los nidos y otras buscan alimento); las abejas solitarias todas las hembras se reproducen, todas construyen y cuidan los nidos y todas buscan alimento, estas abejas, por lo general, viven solas; parasitas son las abejas que no construyen su propio nido ni buscan alimentos, ya que colocan sus crías en nidos de otras abejas (huéspedes) (Danforth *et al.* 2019).

2.5 Análisis de datos

Para cada una de las 80 visitas a los 20 sitios de muestreo (4 visitas por sitio), se obtuvo la abundancia y diversidad de especies de abejas. Para la diversidad total de las comunidades de abejas, se calcularon los números de Hill utilizando la librería *iNEXT* (Hsieh *et al.* 2022) en el software R versión 4.2.2 (Core Team 2022). Los números de Hill son procesos matemáticos que unifican diferentes índices de diversidad que incorporan el número de especies y la abundancia relativa (la proporción de la especie con respecto a todas las especies), y se indican con una medida llamada especies efectivas (Chao *et al.* 2014). Los números de Hill son presentados por el valor del parámetro q , cuando q_0 representa el número efectivo de especies o la riqueza total, sin considerar las abundancias relativas de las especies, cuando q_1 es el índice de diversidad de Shannon donde se toma en cuenta la riqueza y las abundancias relativas de las especies más comunes y cuando q_2 es el índice de diversidad de Simpson donde se considera con un mayor peso a las especies más abundantes (especies dominantes). A medida que aumenta el valor de q , las especies raras van perdiendo peso en las medidas de diversidad (Chao *et al.* 2014).

De igual manera, para cada una de las 80 visitas, se obtuvieron los valores de las variables ambientales (covariables ambientales): temperatura, viento, cobertura de la vegetación del dosel, cobertura de la vegetación por estratos y floración por estratos. Los valores de las variables se promediaron para obtener un solo valor por visita, sin embargo, para los valores de Thiollay de cobertura y de floración (llamado en el resto del documento como thiollayflora), se obtuvo primero la media ponderada por estrato y después se promedió para obtener un solo valor por visita.

Para explorar el efecto del uso del suelo y las variables ambientales sobre la comunidad de abejas se construyeron modelos lineales generalizados mixtos en donde se utilizaron tres descriptores de las comunidades de abejas (abundancia, riqueza total (q_0), especies comunes efectivas (q_1) y especies dominantes efectivas (q_2)). Además, se realizaron pruebas de comparación múltiple LSD Fisher para comparar las medias entre usos de suelo. Para analizar los datos de abundancia y diversidad (q_0 , q_1 y q_2), se utilizó una distribución binomial negativa para corregir por sobre dispersión, con una función de enlace log, que transforma la variable de respuesta en una escala logarítmica y permite la estimación del modelo. Al realizar el diagnóstico de los modelos, algunas covariables tuvieron una falta de ajuste, por ello se incluyeron los términos cuadráticos de las covariables de temperatura y thiollayflora. El uso del suelo muestreado y las variables ambientales fueron declarados efectos fijos, y la parcela principal resultado de la combinación del uso de suelo por sitio de muestreo fue declarada efecto aleatorio. Todos los modelos se corrieron en el *software* estadístico InfoStat (D. Rienzo *et al.* 2020).

Para comparar la diversidad y el esfuerzo de muestreo en cada uso de suelo, se construyeron curvas de acumulación (interpolación-extrapolación) del número efectivo de especies o riqueza total (q_0), y del número de especies efectivas comunes (q_1) y dominantes (q_2) por uso de suelo. Estas curvas se construyeron utilizando la librería *iNEXT* (Hsieh y Chao 2022) con el software R versión 4.2.2 (Core Team 2022). La extrapolación de las curvas se llevó al número máximo de individuos (668 individuos) encontrado en uno de los usos de suelo (bosque).

Para describir y comparar la estructura de las comunidades de abejas en cada uno de los usos del suelo, se construyeron curvas de rango-abundancia utilizando las librerías Biodiversity (Kindt 2022) y Vegan (Oksanen *et al.* 2022) con el software R versión 4.2.2 (Core Team 2022). Además, se realizó un análisis ANOSIM (análisis de similitudes) para probar si los usos de suelo fueron estadísticamente diferentes con respecto a la composición de las comunidades de abejas. Para este análisis, se utilizó la distancia, Bay-Curtis, y se utilizó SidakSS para corregir el p-valor de las comparaciones múltiples. Este análisis se ejecutó en el *software* estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2020).

Para visualizar las diferencias de la composición de las comunidades de abejas entre usos de suelo, se realizó un análisis de ordenación de Escalamiento Multidimensional Métrico (MDS por sus letras en inglés), con base en las abundancias de las especies por uso de suelo. El MDS corresponde a un análisis multivariado de ordenación, que permite explorar la similitud y disimilitud entre los datos en un espacio multidimensional (Zhang y Takane 2010). Se utilizó la distancia Bray-Curtis, y se evaluó la asociación de los ejes de ordenación con las abundancias de las especies de abejas y las covariables ambientales. Estas asociaciones se obtuvieron utilizando la función *multipatt*, el *index* Indicador Value (IndVal) y 1000 permutaciones de la librería *indicspecies* (De Cáceres M, Legendre P. 2009) en R versión 4.2.2 (Core Team 2022). La función *multipatt* enlista las especies y covariables asociadas a un grupo de sitios y el IndVal *index* mide la asociación entre las especies y covariables y los grupos de sitios, y busca el grupo correspondiente al mayor valor de asociación (Dufrêne y Legendre 1997), es decir, que las especies y covariables asociadas son las que se encuentran mayormente en un grupo y están presente en la mayoría de los sitios de este grupo (Dufrêne y Legendre 1997).

Adicionalmente, para conocer el valor ecológico de los rasgos de las abejas (categorías: tamaño, constancia floral, sustrato de anidación y comportamiento social) a los usos de suelo, se obtuvo un valor de la media ponderada realizando frecuencias relativas por cada categoría de los rasgos ecológicos. Los valores de la ponderación obtenidos se multiplicaron por 10 para redondearlos. Con estos valores obtenidos, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) utilizando tablas de contingencia (homólogo del análisis de varianza para datos categóricos) para denotar las asociaciones de los rasgos ecológicos a los usos de suelo y para visualizar estas asociaciones, se realizó un análisis de correspondencia multivariado. Estos análisis se ejecutaron en InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2020).

Finalmente, para evaluar el efecto de adyacencia entre los sitios de caña y bosque sobre la riqueza y diversidad de la comunidad de abejas, se realizó un análisis de contrastes a partir de los ANOVAS realizados para comparar la abundancia, riqueza y diversidad entre usos de suelo. Se realizaron dos contrastes, primero uno entre los sitios Bosque-caña y los sitios de caña, que permite evaluar el efecto del bosque sobre la caña, y un segundo entre los sitios bosque-caña y los sitios de bosque, que permite evaluar el efecto de la caña sobre el bosque. Estos contrastes se ejecutaron con el *software* estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2020).

3. RESULTADOS

3.1 Estructura de las comunidades de abejas

Se colectó un total de 1857 individuos de abejas, pertenecientes a cinco familias (Apidae, Halictidae, Colletidae, Megachilidae y Andrenidae), 17 tribus, 48 géneros y 57 especies. De estos, 668 individuos fueron encontrados en el uso de suelo bosque, 442 en bosque-caña, 311 en plantación forestal, 254 en caña, y 182 en pastura. La familia más abundante fue Apidae con 1738 (93.6%) individuos, seguido de Halictidae con 109 (5.9%), Colletidae con seis (0.3%), Megachilidae con tres (0.2%) y la familia

Andrenidae con un solo individuo (0.05%). Los géneros más abundantes fueron *Trigona* (49.3% del total de individuos colectados), *Plebeia* (17%), *Apis* (9.9%) y *Partamona* (3.5%), pertenecientes a la familia Apidae. Se encontraron 10 géneros representados por un solo individuo entre ellos los géneros *Melipona*, *Protandrena*, *Svastra* y *Bombini*. Dentro de los géneros más abundantes, las especies con mayor número de individuos fueron *Trigona fulviventris* (21.9% del total de individuos colectados), *Plebeia frontalis* (13.9%), *Trigona ferricuada* (10.9%) y *Apis melífera* (9.9%).

Con base en las curvas de rango-abundancia el uso de suelo bosque, presentó con una dominancia significativa de tres especies, *P. frontalis*, *T. ferricauda* y *T. fulviventris*. Por el contrario, los usos de suelo caña y bosque-caña presentaron el mayor número de especies, y un mayor número de especies similarmente abundantes entre las que destacan *A. melífera* y *Trigona fuscipennis* respectivamente. El uso de suelo plantación forestal presentó una ligera dominancia por una sola especie que corresponde a *T. fulviventris*. En general, la estructura de las comunidades de abejas de caña, bosque-caña, pastura y plantación forestal mostraron una estructura más equitativa en abundancia en comparación con el bosque (Figura 4), aunque igualmente con la presencia de muchas especies raras con un solo individuo, ocho especies en caña, 12 en bosque-caña, 11 en pastura y seis en plantación forestal.

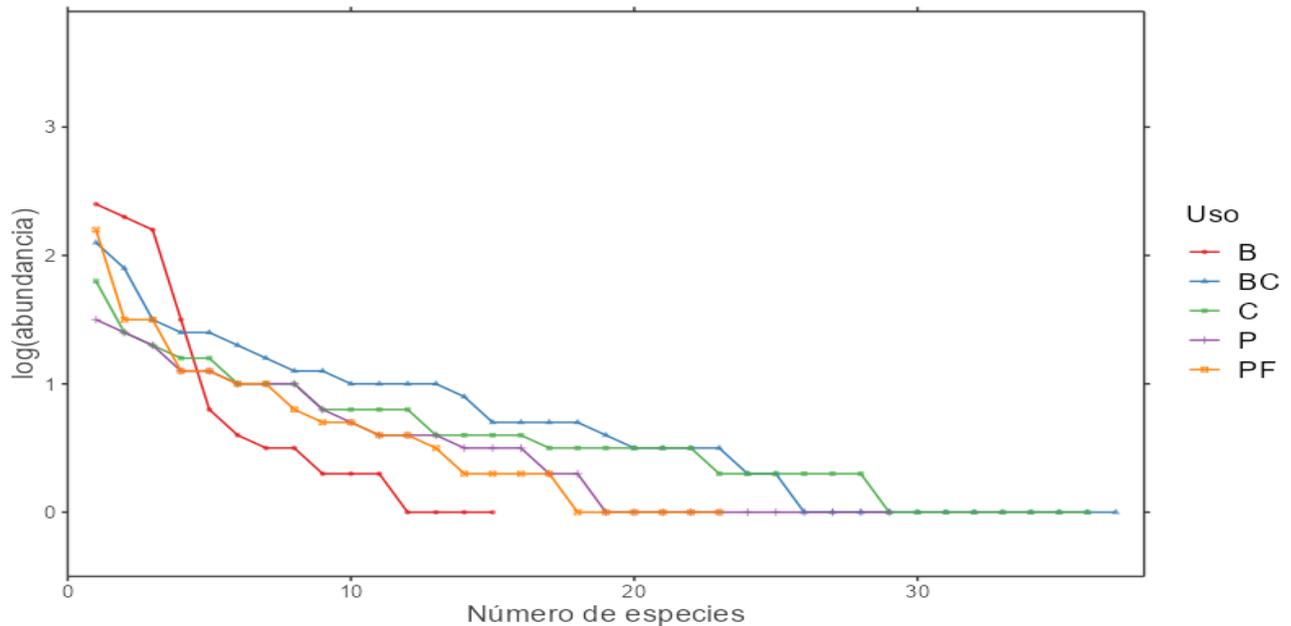


Figura 4. Curvas de rango-abundancia para cada uso de suelo. B: bosque, BC: bosque-caña, C: caña, P: pastura, PF: plantación forestal.

3.2 Abundancia, y diversidad de abejas entre usos de suelo

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de abejas entre usos de suelo ($F = 3.20$, p -valor = 0.0175) (Cuadro 1). Los usos de suelo caña y pastura presentaron los valores más bajos de abundancia de abejas, difiriendo significativamente del bosque, uso de suelo que presentó el mayor promedio de número de individuos (Figura 5a). A su vez, se observó una abundancia de abejas significativamente menor en las pasturas con respecto al uso bosque-caña. El uso de suelo plantación forestal no mostró diferencias con base en la abundancia con respecto a ninguno de los otros usos de suelo muestreados.

Cuadro 1. Resultados de los análisis de comparación de medias de abundancia y diversidad de abejas por medio de modelos generalizados mixtos. Los p-valores mostrados en negrita indican que son estadísticamente significativos. Covariables al cuadrado denotan que se encontró una relación cuadrática.

Variable Respuesta	Efectos Fijos	F-valor	P-valor
Abundancia	Uso	3.20	0.0175
Riqueza total (q0)	Uso	3.37	0.0138
	Cobertura	4.99	0.0286
	Temperatura	8.73	0.0042
	Temperatura ²	9.84	0.0025
Especies comunes efectivas (q1)	Uso	11.35	<0.0001
Especies dominantes efectivas (q2)	Uso	9.77	<0.0001
	Thiollay Flora	2.00	0.1615
	Thiollay Flora ²	4.62	0.0350

Los órdenes de diversidad (q0, q1 y q2) fueron significativamente distintos entre los usos de suelo muestreados (cuadro 1). En términos de riqueza (q0), el uso de suelo bosque-caña, con los valores más altos, presentó diferencias significativas con los usos de suelo bosque y pastura que presentaron los niveles de riqueza más bajos (Figura 5b). Los usos de suelo plantación forestal y caña no mostraron diferencias significativas con ninguno de los otros usos de suelo muestreados. Por el contrario, la comparación de especies efectivas comunes (q1), mostró una mayor diversidad en las pasturas y cañales, significativamente diferente de plantación forestal y bosque con los valores más bajos de diversidad en orden descendente y significativamente diferentes entre sí (Figura 5c). El uso bosque-caña fue también significativamente más diverso que el bosque, pero no difirió en el número de especies efectivas comunes con la caña y plantación forestal (Figura 5c). En cuanto al número de especies efectivas dominantes (q2) también las pasturas, cañales y en este caso los sitios de bosque-caña presentaron los valores más altos, asociados a que fueron los usos de suelo más diversos, significativamente diferentes de las plantaciones forestales y los bosques, con los valores más bajos de diversidad, en ese orden descendente y a su vez, estadísticamente diferentes entre sí (Figura 5d).

Adicionalmente, las variables ambientales de cobertura y temperatura tuvieron un efecto sobre la riqueza total (cuadro 1). La relación entre estas variables con la riqueza fue negativa, es decir, al aumentar la cobertura y la temperatura, la riqueza total disminuyó. Así mismo, thiollay Flora tuvo un efecto sobre las especies dominantes efectivas (q2) (cuadro 1) mostrando una relación negativa, indicando que al aumentar thiollay Flora (número de flores) las especies dominantes efectivas disminuyó.

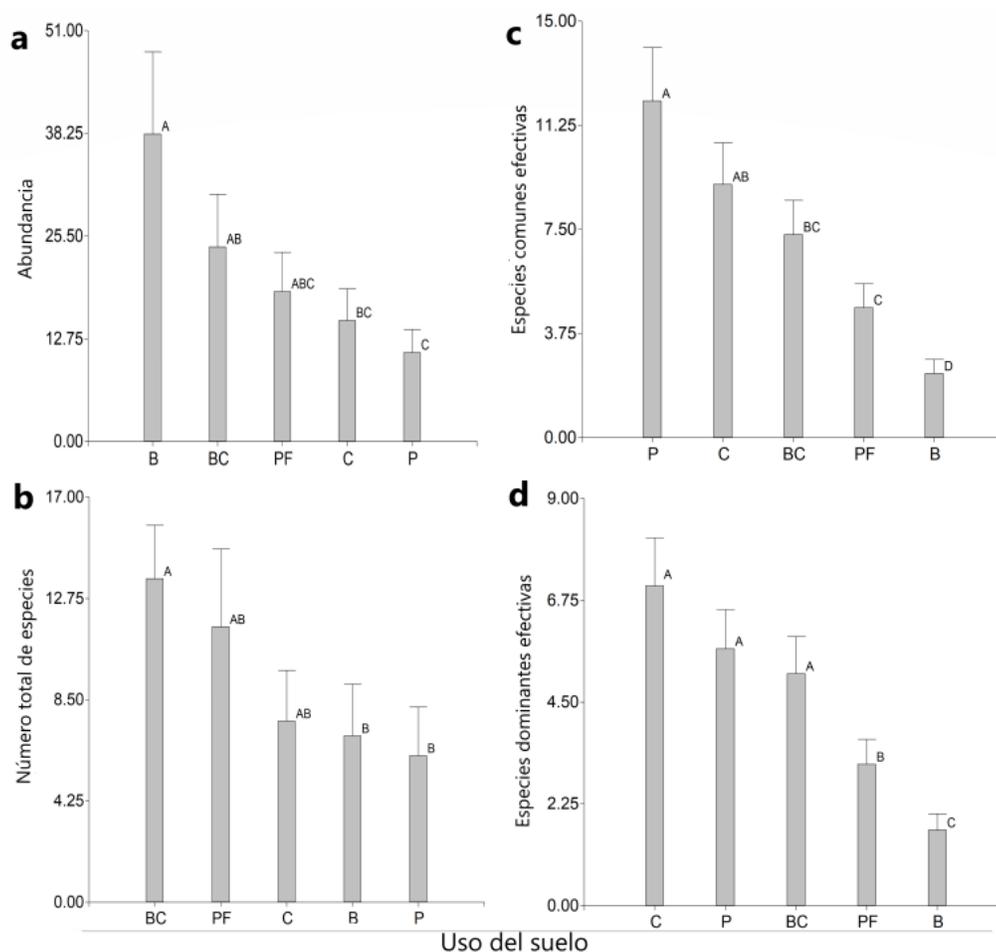


Figura 5. Comparación de medias de abundancia, riqueza total (q_0) número efectivo de especies comunes (q_1), número efectivo de especies dominantes (q_2) entre los cinco usos de suelo muestreados en la finca comercial del CATIE, Costa Rica. B: bosque, PF: plantación forestal, C: caña, P: pastura, BC: bosque-caña. Letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas (p -valor > 0.05).

Las curvas de acumulación de la riqueza (q_0) indican que el esfuerzo de muestreo sí permitió obtener una representación adecuada de la diversidad esperada para los usos de suelo caña, plantación forestal y bosque, alcanzando estos una asíntota. Las curvas señalan, por el contrario, que para pastura y bosque-caña se requeriría un esfuerzo mayor para muestrear la riqueza total esperada en estos usos de suelo (Figura 6). Las curvas muestran que el esfuerzo de muestreo realizado en todos los usos de suelo fue suficiente para observar el número efectivo de especies comunes y dominantes esperados para todos los usos de suelo.

La extrapolación de todos los usos de suelo al mayor número de individuos observados en los bosques ($n = 668$), permiten observar que los bosques presentan la riqueza más baja con respecto a todos los otros usos que, a su vez, no difieren entre sí. Sin embargo, en el análisis de comparación de medias, pastura presenta la menor riqueza, mostrando una tendencia diferente cuando se extrapola a 668 individuos. Adicionalmente, plantación forestal es el segundo uso de suelo con menor riqueza (figura 6) contradiciendo al análisis de medias, donde este uso obtuvo la segunda riqueza más alta entre todos los usos de suelo.

En el caso del número de especies comunes se encontró que el bosque presenta los valores de diversidad más bajos seguidos de las plantaciones forestales, siendo estos diferentes entre sí y a su vez diferentes del resto de usos de suelo con valores más altos y similares de diversidad. Sin embargo, al comparar la diversidad de bosque-caña y plantación forestal de las curvas de acumulación con el análisis de comparaciones de medias, estos dos usos de suelo mostraron diversidades diferentes, contrario cuando se compararon sus medias.

La misma tendencia de especies comunes se observó para el número de especies dominantes, sin haber diferencias significativas entre bosque y plantaciones forestales, pero sí diferencia de estas con el resto de los usos de suelo más diversos. A diferencia del análisis de comparación de medias, pastura presentó un mayor número de especies dominantes efectivas que la caña (figura 6).

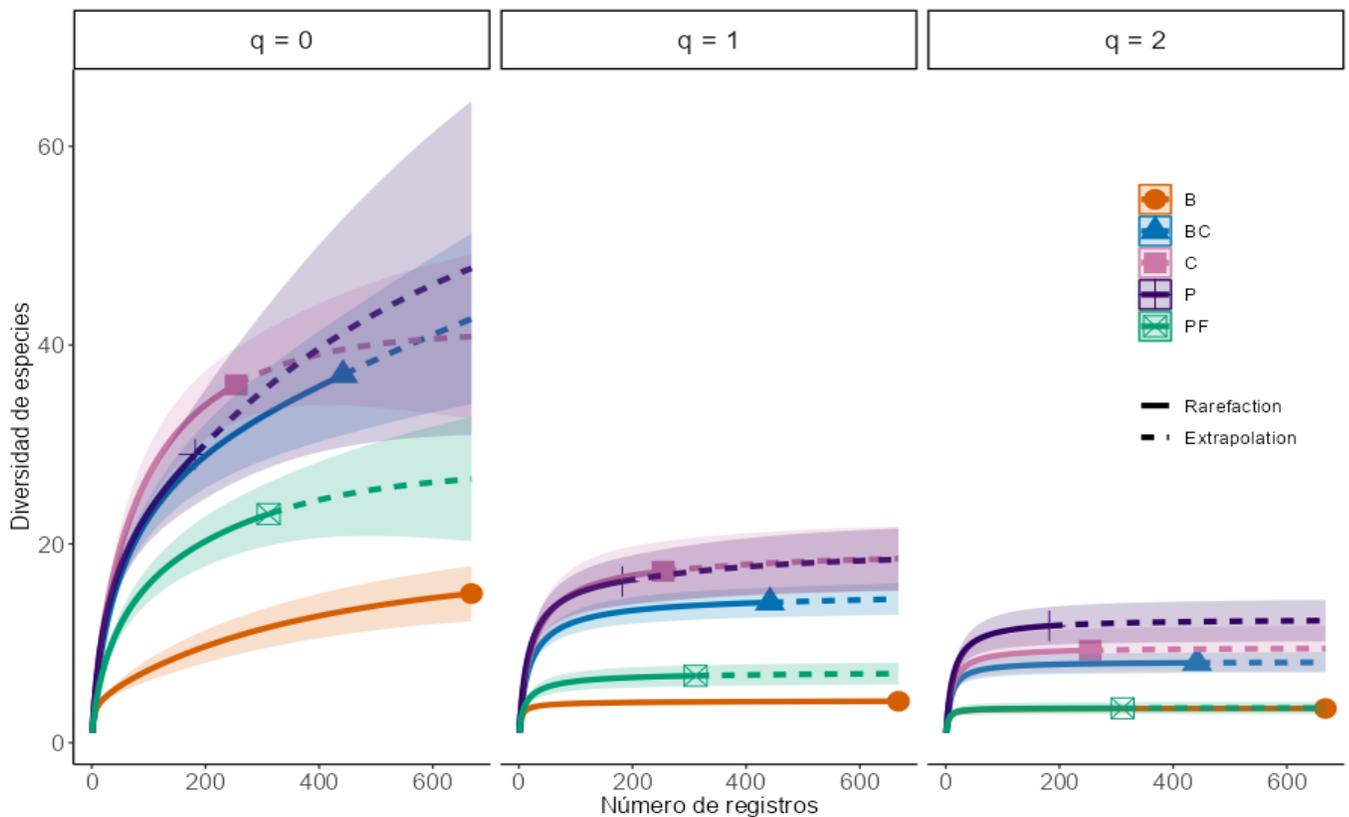


Figura 6. Curvas de acumulación (interpolación-extrapolación) de número efectivo total de especies ($q=0$), número efectivo de especies comunes ($q=1$) y número efectivo de especies dominantes ($q=2$). Las áreas coloreadas representan los límites de confianza al 95%. Áreas superpuestas indican que no existen diferencias significativas.

3.3 Composición de las comunidades de abejas

La especie *T. fulviventris* es la más abundante en el paisaje, con un 21.8% del total de individuos. En particular, esta especie fue la más abundante en uso de suelo plantación forestal (51% de los individuos ahí colectados) y el uso de suelo pastura (16%) (Cuadro 2). La segunda especie más abundante fue *P. frontalis*, que compone el 13.9% del total de individuos, sin embargo, esta especie se encontró únicamente en tres usos de suelo, el bosque donde fue la especie más abundante (38% de los individuos

colectados en ese uso de suelo), el bosque-caña y las plantaciones forestales en ambas representando solo el 1% de los individuos ahí colectados (cuadro 2).

La tercera especie más abundante fue *T. ferricauda* con el 12.3% del total de individuos, encontrándose representada de forma abundante en bosque y pastura (cuadro 2). Finalmente, la cuarta especie más abundante de todos los usos de suelo fue *A. mellifera* con 9.8% del total de individuos colectados en todos los usos, encontrándose mayormente en bosque-caña, caña y pastura. Esta especie fue la segunda más abundante en el uso bosque-caña (19%), y la primera más abundante en la caña (28%) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Lista de las cinco especies más abundantes encontradas en cada uno de los usos de suelo. Los números entre paréntesis corresponden al porcentaje de cada especie en cada uno de los usos de suelo.

Especies	Bosque	Bosque-caña	Caña	Pastura	Plantación Forestal
<i>Plebeia frontalis</i>	252 (38%)	5 (1%)	-	-	2 (1%)
<i>Trigona ferricauda</i>	199 (30%)	3 (1%)	7 (3%)	19 (10%)	2 (1%)
<i>Trigona fulviventris</i>	160 (24%)	34 (8%)	24 (9%)	30 (16%)	158 (51%)
<i>Plebeia pulchra</i>	31 (5%)	9 (2%)	-	-	-
<i>Partamona musarum</i>	6 (1%)	23 (5%)	2 (1%)	-	12 (4%)
<i>Trigona fuscipennis</i>	2 (0.3%)	116 (26%)	10 (4%)	1 (1%)	2 (1%)
<i>Apis mellifera</i>	-	83 (19%)	70 (28%)	26 (14%)	4 (1%)
<i>Trigona silvestriana</i>	4 (1%)	26 (6%)	3 (1%)	4 (2%)	34 (11%)
<i>Augochlora sp</i>	-	9 (2%)	19 (7%)	14 (8%)	5 (2%)
<i>Tetragonisca angustula</i>	2 (0.3%)	17 (4%)	17 (7%)	7 (4%)	1 (0.3%)
<i>Neocorynura sp</i>	-	10 (2%)	15 (6%)	5 (3%)	-
<i>Thygater sp</i>	2 (0.3%)	5 (1%)	6 (2%)	14 (8%)	11 (4%)
<i>Trigona corvina</i>	-	3 (1%)	10 (4%)	11 (6%)	34 (11%)
<i>Trigona nigerrima</i>	-	3 (1%)	7 (3%)	-	12 (4%)

De 57 especies, solamente seis (*T. ferricauda*, *Tetragonisca angustula*, *Thygater sp*, *T. fulviventris*, *T. fuscipennis* y *Trigona silvestriana*) fueron encontradas en todos los usos de suelo, y representan el 49.5% del total de individuos colectados. Ninguna especie única (es decir, especies que se encontraron únicamente en un solo uso de suelo) se encontró en el bosque, mientras que en caña se encontró la mayor cantidad de abejas únicas (ocho especies) que componen el 1% del total de individuos colectados en todos los usos de suelo. En bosque-caña se encontró seis especies únicas, en pastura

cinco y en plantación forestal solo una, estas componen el 0.5%, 0.3% y 0.05% respectivamente del total de individuos muestreados. Las especies únicas encontradas en cada uso de suelo tuvieron entre uno y cuatro individuos.

Las pruebas de ANOSIM indicaron que los usos de suelo con respecto a la composición de las comunidades de abejas fueron estadísticamente diferentes entre ellos, a excepción de los usos de bosque-caña con caña y bosque-caña con plantación forestal, que mostraron una similitud estadísticamente significativa (Cuatro 3).

Cuadro 3. Resultados del análisis de ANOSIM de la comparación de la composición de comunidades de abejas entre los usos de suelo. P-valor con negrita es significativamente diferentes. B: bosque, BC: bosque-caña, C: caña, P: pastura, PF: plantación forestal.

Distancia de Bray-Curtis		Distancia entre grupos				
R	p-valor	Uso	Uso	R	p-valor	SidakSS
0.46	1.0E-03	B	BC	0.86	0.0020	0.02
		B	C	0.51	0.0010	0.01
		B	P	0.52	0.0010	0.01
		B	PF	0.56	0.0010	0.01
		BC	C	-0.03	0.5794	1.00
		BC	P	0.32	0.0110	0.10
		BC	PF	0.27	0.0569	0.44
		C	P	0.26	0.0260	0.23
		C	PF	0.34	0.0260	0.23
		P	PF	0.53	0.0120	0.11

El MDS, con un valor de stress de 13.4 (Figura 7), indicó diferencias en la composición de especies entre usos de suelo especialmente a lo largo de los valores del eje 1 de ordenación, mostrando cinco grupos bien definidos, que corresponden a los cinco usos de suelo muestreados. Los grupos de los usos de caña y pastura se asociaron a los valores positivos del eje de ordenación 1. Los sitios de bosque agrupados y asociados a valores negativos del eje 1 de ordenación mostraron una composición significativa diferente a los otros cuatro usos de suelo. Bosque caña y plantaciones forestales muestran composiciones intermedias entre los grupos de los extremos bosque por un lado y caña y pastura por otro.

Además, el MDS (Figura 7), en concordancia con los resultados de composición de especies arriba presentados, mostró las especies mayormente asociadas a los ejes de ordenación y los usos de suelo asociados al mismo. *P. frontalis* (p-valor=0.001) y *T. ferricauda* (p-valor = 0.041) se asociaron significativamente al bosque, mientras que *Neocorynura* sp. (p-valor = 0.037) y *Hylaeus* sp. (p-valor = 0.016) se asociaron a la caña, sin embargo, *Hylaeus* sp. no se presenta como una de las especies más abundante pero sí como especie indicadora de sitios de caña. A pesar de que no fueron significativas, *T. fuscipennis* (*TRIFUS*) y *T. angustula* (*TETANG*) se asociaron al bosque-caña y *A. mellifera* (*APIMEL*) se encontró entre bosque-caña y caña, los cuales fueron los usos de suelo con mayor abundancia de esta especie.

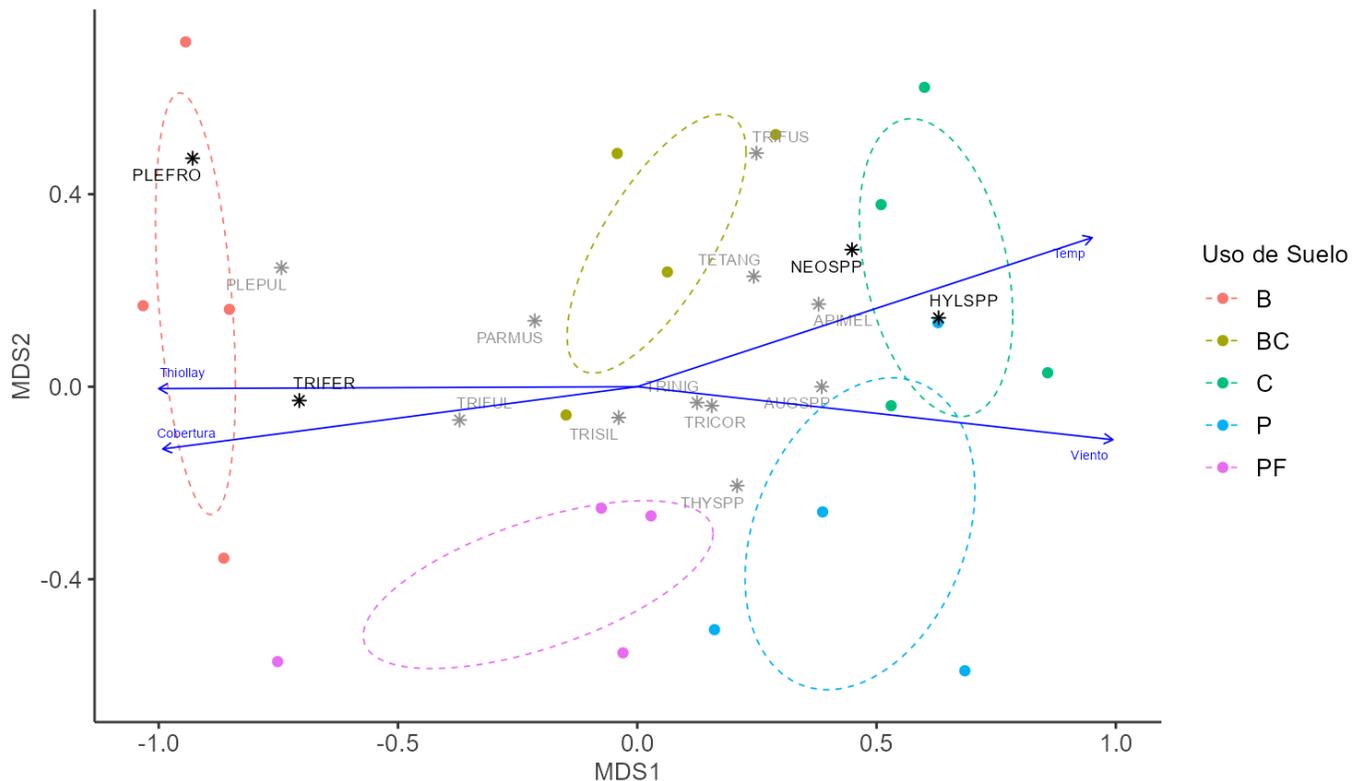


Figura 7. Gráfico de ordenación de un escalamiento multidimensional métrico (MDS) basado en métricas de disimilitud ponderadas por abundancia de especies. Las especies en gris y negro corresponden a las cinco especies más abundantes por uso de suelo. Las especies marcadas con color negro corresponden a especies con una asociación significativa (p -valor <0.05) a los usos de suelo. Las variables ambientales significativas (p <0.05) se presentan en color azul. Los círculos corresponden a las elipses de confianza de un 95% para cada uno de los grupos de usos de suelo. Los puntos de colores según el uso de suelo corresponden a los 4 sitios de cada uso. B: bosque, BC: bosque-caña, C: caña, P: pastura, PF: plantación forestal. *P. frontalis* (PLEFRO), *T. ferricauda* (TRIFER), *Neocorynura* sp. (NEOSPP) y *Hylaes* sp. (HYLSPP).

El MDS mostró también que las covariables: viento (p -valor = 0.0019), cobertura (p -valor = 0.0009), Thiollay (p -valor = 0.0009) y temperatura (p -valor = 0.0009) están significativamente asociadas al eje 1 de ordenación. El índice de Thiollay y la cobertura del dosel estuvieron asociadas principalmente al bosque, mientras que la covariable de viento a pastura y temperatura a caña (Figura 7).

3.4 Efecto de la adyacencia de bosque y caña sobre las comunidades de abejas

Si bien, los resultados indican que hay una diferencia en el promedio de abundancia y diversidad de las comunidades de abejas, el análisis de contrastes entre el uso de suelo compuesto por la adyacencia bosque y caña y el uso de suelo caña y el uso de suelo bosque de manera independiente permiten responder si la adyacencia de caña al bosque, o la adyacencia del bosque a la caña tendrían un efecto en la abundancia, riqueza y diversidad de abejas en estos usos de suelo destinados a la producción de caña y la conservación de hábitat de bosques naturales.

El análisis de contraste entre el uso de suelo bosque-caña y el uso caña, mostró que no existen diferencias en los promedios de abundancia (p -valor=0.2012), riqueza total (q_0) (p -valor=0.1020),

número de especies efectivas comunes (q1) (p-valor=0.3479) y número de especies efectivas dominantes (q2 (p-valor=0.1203) entre estos usos de suelo, es decir que la presencia de bosque junto a la caña no resulta en diferencias en estos parámetros de las comunidades de abejas en los cañales (Cuadro 4).

Por otro lado, el análisis de contrastes entre el uso de suelo bosque-caña y el uso de suelo bosque, que permitiría evaluar el efecto de caña sobre el bosque, mostró una diferencia significativa para la riqueza total (p-valor=0.0366) número de especies efectivas comunes (p-valor=<0.0001) y número de especies dominantes (p-valor=<0.0001), con mayor riqueza y diversidad de especies el suelo compuesto por la adyacencia de bosque caña en comparación al bosque (Cuadro 4).

Cuadro 4. Resultados del análisis de contrastes entre el uso de suelo de bosque-caña y los usos de bosque y caña para cada las variables respuestas. Valores con negrita significa p-valor menor a 0.05.

Variable Respuesta	Bosque-caña vs Caña		Bosque-caña vs Bosque	
	Chi-Cuadrado	p-valor	Chi-Cuadrado	p-valor
Abundancia	1.63	0.2012	1.55	0.2136
q0	2.70	0.1002	4.37	0.0366
q1	0.88	0.3479	0.7.48	<0.0001
q2	2.41	0.1203	17.99	<0.0001

3.5 Asociaciones rasgos ecológicos y usos de suelo

El análisis de varianza indicó que los rasgos ecológicos de las abejas se asociaron significativamente (todos los rasgos con un p-valor de 0.0001) a los usos de suelo. Por ello, el análisis de correspondencia denota grupos de rasgos ecológicos asociados a los usos de suelo a lo largo del eje de ordenación 1. Un fuerte contraste de los rasgos ocurre entre bosque y pastura, ya que bosque se encuentra en la parte negativa del eje y pastura en la parte positiva (Figura 8). Los rasgos de anidación en cavidades y abejas de tamaño pequeña se encuentran asociadas mayormente al bosque, mientras que las abejas grandes, que anidan en el suelo, solitarias y oligoléticas se encuentran asociadas a la pastura.

Por otro lado, los usos de suelo de bosque-caña, caña y plantación forestal parecen no mostrar contrastes en sus asociaciones de sus rasgos, ya que se agrupan en el centro del eje de ordenación 1. Sin embargo, en el eje de ordenación 2 muestra que plantación forestal es diferente a los usos de bosque-caña y caña, por un mayor peso ecológico de los rasgos de anidación: cavidades suelo y expuestos a plantación forestal. Para el caso de rasgos de huéspedes y poliléticas-oligoléticas no se asociaron significativamente a los otros usos de suelo (figura 8), posiblemente explicado por sus IVI menores.

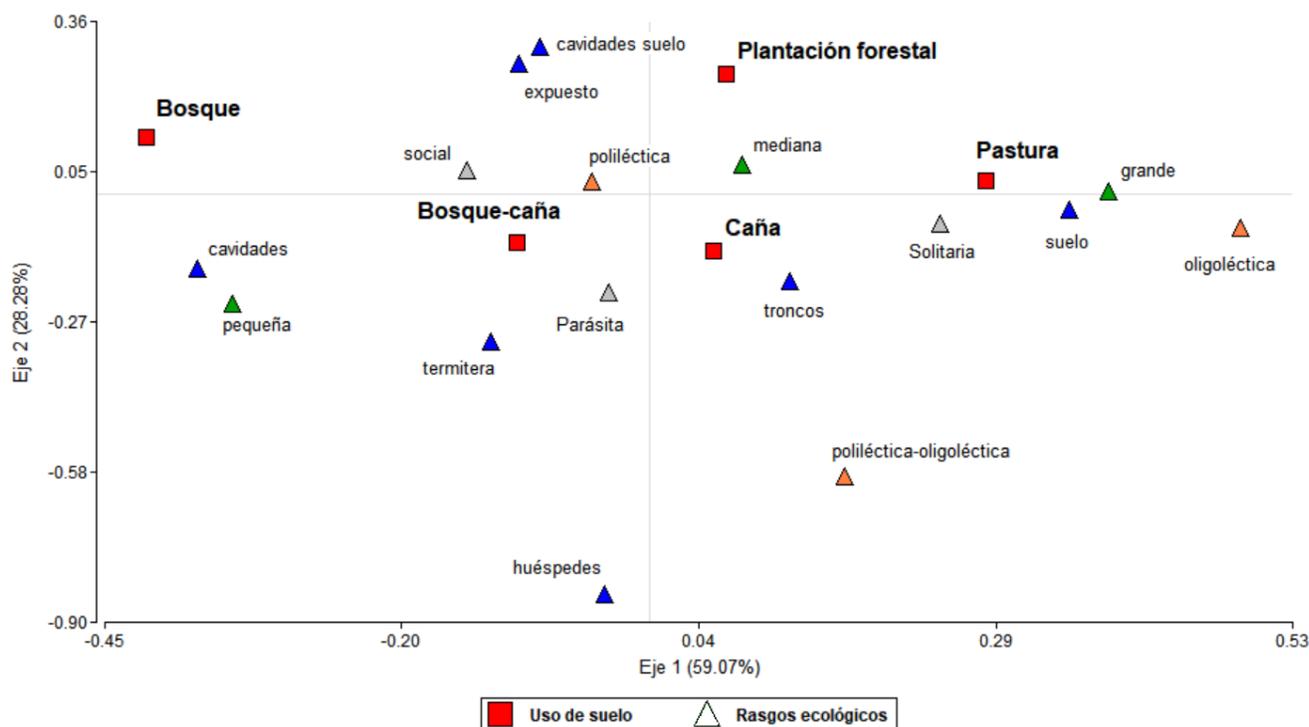


Figura 8. Gráfico del análisis de correspondencia basados en el índice de Valor de Importancia (IVI) para los rasgos ecológicas de las comunidades de abejas y sus asociaciones con los usos de suelo. Los colores de los triángulos indican la categoría de los rasgos ecológicos, triángulo de color azul pertenece a los rasgos de sustrato de anidación, triángulo de color anaranjado pertenece a los rasgos de constancia floral, triángulo de color verde pertenece a los rasgos de tamaño y triángulo de color gris pertenece a los rasgos de comportamiento social.

4. DISCUSIÓN

4.1 Abundancia y diversidad de las comunidades de abejas

Los usos de suelo variaron significativamente en la abundancia y diversidad de las cinco familias de abejas encontradas en este estudio, las cuales representan todas las familias registradas a la fecha para Costa Rica (Hanson *et al.* 2021). Los usos con una mayor cobertura arbórea y menor intensificación agrícola, es decir, los usos de suelo bosque, bosque-caña y plantación forestal presentaron abundancias altas y similares, en comparación con los usos de suelo caña y pasturas. Sin embargo, en términos de riqueza y diversidad los resultados obtenidos para bosque apuntan lo contrario, ya que este uso presentó la menor riqueza total y diversidad a los sitios de bosque-caña, plantación forestal, caña y pastura. Esto indica que ciertos usos de suelo diferentes al bosque pueden abarbar una diversidad de abejas importante en el paisaje. El tamaño de muestra para riqueza total (q_0) en los usos de suelo bosque-caña y pastura no fue suficiente para hacer conclusiones confiables, pero sí lo fue el muestreo del número especies efectivas comunes (q_1) y dominantes (q_2) (Ver Figura 6).

El alto número de individuos colectados en bosque, bosque-caña y plantación forestal pudiera deberse a un comportamiento de reclutamiento de las especies de la tribu meliponini, por su comportamiento altamente eusociales y reclutamiento de individuos para la búsqueda de alimentos (Hanson *et al.* 2021). Las especies como *P. frontalis*, *T. Ferricauda* y *T. fulviventris* en bosque, *Trigona fuscipennis*

en bosque-caña y *T. fulviventris* en plantación forestal, mostraron este tipo de comportamiento a diferencia de los usos de caña y pastura. Resultados similares se han encontrado en investigación en el neotrópico, los que indican que abejas meliponini fueron abundantes en remanentes de bosques dentro de paisajes agropecuarios de Colombia (Nates-Parra *et al.* 2008) y Costa Rica (Brosi *et al.* 2008). Adicionalmente, los usos de suelo con una mayor cobertura arbórea pueden proveer una variedad de microhábitats para anidar y a su vez, sostener una mayor cantidad de individuos (Nates-Parra *et al.* 2008). Por otro lado, la abundancia de *A. mellifera*, la tercera especie más abundante en el paisaje contribuyó al mayor número de individuos encontrado en los sitios de bosque-caña, probablemente en relación a su comportamiento extremadamente generalista y su adaptación a usos de suelo con una mayor intensificación (Winfree *et al.* 2009, Ricketts *et al.* 2008, Brosi *et al.* 2008, Ricketts 2004).

En términos de diversidad, los altos valores de riqueza total (q0), especies efectivas comunes (q1) y dominantes (q2) observada en usos de suelo abiertos y de mayor intensificación agrícola como las pasturas y la caña, podría estar asociada a la disponibilidad de elementos con abundantes flores en tales usos, como el caso de malezas con flores en los caminos en los canales en el caso de la caña (Sáenz *et al.* 2023), y a cercas vivas en el caso de las pasturas (Galbraith *et al.* 2020), las cuales pueden ofrecer recurso florístico para alimentación a diferentes insectos incluyendo las abejas (Sáenz *et al.* 2023). Además, la caña puede proveer recursos de alimento a ciertos grupos de polinizadores por su polen rico en almidón que se encuentra en las espiguillas (Ridhawati *et al.* 2022) y también, el azúcar que se encuentra en sus tallos y que pueden romperse o se encuentran barrenados por otros insectos. A pesar de las pocas investigaciones del efecto del cambio de uso de suelo sobre las abejas en Costa Rica, en el norte del país se encontró una mayor riqueza de abejas en pasturas que en plantaciones de teca (Galbraith *et al.* 2020). Nuestros resultados indican que usos de suelo como caña y pastura pueden albergar un alto número de especies y que cumplen una función importante en paisajes agrícolas para la conservación y manejo de la diversidad de abejas dentro y fuera de la finca de CATIE.

4.2 Composición de las comunidades de abejas

Los usos de suelo presentaron composiciones diferentes. La composición del bosque es significativamente diferente a los demás usos, lo que pudiera indicar que la dinámica, distribución y funcionamiento de las especies encontradas en el bosque, es diferente comparado a los demás usos. Así, las investigaciones de Antonini *et al.* (2013) y Ferreira *et al.* (2022) en Brasil y Brosi *et al.* (2008,2007) en Costa Rica, indican que, a pesar de no haber una diferencia entre riquezas y abundancias, las composiciones de las abejas en los parches de bosques en paisajes agropecuarios eran diferentes. Por ello, los parches de bosque juegan un papel importante para la conservación de estas dinámicas y funciones ecológicas entre las comunidades de abejas y su entorno.

Dentro de las tribus que mayormente componen las comunidades de abejas en los trópicos están Meliponini y Apidi, las cuales son altamente eusociales con un forreo amplio de alimento y de material para anidación que ocurre durante todo el año (Roubik 1989). *T. fulviventris* perteneciente a la tribu Meliponini fue la especie más abundante y con gran aporte en la composición de todos los usos de suelo, posiblemente debido a su adaptación y forreo diversificado de polen, hongos, heces, resinas entre otros, que permiten que la especie pueda distribuirse en el bosque y en diferentes gradientes de intensificación (Rogers 2003, Roubik 1989). *T. fulviventris* también se encontró de forma abundante en cafetales (Ricketts 2004), pasturas y bosques (Brosi *et al.* 2007) en Costa Rica. Otra especie bien adaptada a varios ambientes es *A. mellifera*, perteneciente a la tribu Apidi. Esta especie representó en este estudio el 10% de los individuos colectados en bosque-caña, caña, pastura y plantación forestal,

y no se encontró en bosque. Al igual que *T. fulviventris*, *A. mellifera* tienden a tener un forrajeo muy amplio y tiene la habilidad de moverse a las largas distancias entre los paisajes agropecuarios. La importante composición por parte de estas especies pudiera ser clave para mantener interacciones planta-animal y un servicio de polinización más amplio en este tipo de paisajes agropecuarios.

Adicionalmente, especies raras y poco abundantes como *Protandrena* sp, perteneciente a la familia Andrenidae que es poco común en Costa Rica (Hanson *et al.* 2021), se encontraron solamente en pastura contribuyendo a la composición de este uso de suelo. En la investigación de Galbraith *et al.* (2020) se encontró un solo individuo de *Protandrena* sp en plantación de teca, indicando que se pueden encontrar especies poco comunes en otros usos de suelo que no son hábitats naturales y aportar a la diversidad de abejas en el país. Así mismo, otras familias poco comunes como Megachilidae y Colletidae se encontraron en otros usos que no fueron bosque, sugiriendo la capacidad por parte estos usos para ofrecer alimento o sitios anidación para estas familias que comúnmente son especialistas. Sin embargo, se necesita más investigación sobre la composición de abejas en diferentes de usos de suelo para comprender mejor su comportamiento de forrajeo o anidación dentro de ellos. Al conservar estas familias solitarias y raras dentro de un paisaje como la finca y sus alrededores, se contribuye al mantenimiento de la diversidad de estas especies que pueden desempeñar roles esenciales en la diversidad de polinizadores y sus funciones de polinización en esta zona del país.

4.3 Efecto de los remanentes de bosque sobre la comunidad de abejas

Al analizar el efecto de bosque adyacente a usos de suelo como la caña, el bosque no mostró un efecto sobre la abundancia, riqueza y diversidad de comunidades de abejas comparado a sitios de caña sin bosque adyacente. Sin embargo, el uso de suelo caña parece tener un efecto en la riqueza y diversidad de la comunidad de abejas de los bosques adyacentes, aportando especies mayormente generalistas que utilizarían los recursos del bosque, el cual puede ser beneficiado para un mayor servicio de la polinización para las plantas silvestres con flor que se encuentran dentro de este hábitat natural. La ventaja de cultivos, como la caña, adyacentes a bosque crea una zona de transición donde se puede encontrar más recursos florísticos que los polinizadores utilizan (Ulyshen *et al.* 2023). Por esta razón, las transiciones en los sitios de bosque adyacente a caña pueden favorecer a una mayor diversidad de comunidades de abejas que al tener solamente bosque. De manera similar, investigación sobre las comunidades de abejas en paisajes agropecuarios en Brasil, indicaron que la riqueza de abejas fue mayor en zonas de transición de vegetación nativa y cultivos de soja (Ferreira *et al.* 2022).

Además, tener usos de suelo como caña adyacente a bosque, pueden contribuir con un mayor número de recursos de flores que permite un amplio forrajeo y movimiento de las comunidades de abejas de ambos usos de suelo. No obstante, el bosque continúa teniendo un papel importante dentro de los paisajes agropecuarios, porque puede ofrecer otros recursos para anidar o forrajear resinas que son esenciales en el ciclo de vida de ciertas especies de abejas (Ulyshen *et al.* 2023). Por ejemplo, *Augochlora* sp y *Neocorynura* sp se encontraron en caña, pero estas especies necesitan anidar en troncos y madera podrida, que es un recurso que mayormente se encuentra en hábitat naturales como el bosque.

4.4 Rasgos ecológicos y su distribución en los usos de suelo

Se espera que los cambios que se producen en los paisajes agropecuarios no afecten a todas las especies por igual, ya que las respuestas de los organismos a estos cambios dependen de sus rasgos ecológicos (De Palma *et al.* 2015; Williams *et al.* 2010; Roubik 1989) por ejemplo, el tamaño de las abejas está asociado positivamente a su rango de vuelo (Borges *et al.* 2020, Zurbuchen *et al.* 2010, Roubik 1989)

y de acuerdo con su sustrato de anidación y su constancia floral, las especies son más o menos generalistas adaptándose a diferentes ambientes (Hanson *et al.* 2021, Danforth *et al.* 2019).

En este estudio se evaluó el recambio de los rasgos de las especies entre los diferentes usos de suelo, encontrando que no hay una tendencia de agrupación clara de los sitios de muestreo por uso de suelo en función de los rasgos de sus comunidades de abejas. Los análisis, sin embargo, sí permiten observar una agrupación de los sitios de bosque en cuanto a su composición funcional, con mayor abundancia de especies de abejas pequeñas que habitan en cavidades. Las abejas pequeñas que anidan en cavidades como *Plebeia frontalis* se asociaron mayormente al bosque que, a otros usos de suelo, en concordancia con los estudios de De Palma *et al.* (2015) y Williams *et al.* (2010), que señalan que las especies pequeñas son menos abundantes en usos de suelo con mayor intensificación y aislados a parches de bosque. Adicionalmente, nuestros resultados indicaron una gradiente del tamaño de las abejas a lo largo que disminuye la cobertura arbórea, por ejemplo, las abejas pequeñas se asociaron al bosque, las mediadas a bosque-caña, caña y plantación forestal y las grandes a pasturas.

En términos de comportamiento social, las abejas sociales se encontraron mayormente asociadas a usos de bosque y bosque-caña, mientras que las solitarias se encontraron en pastura. Esto sugiere que las abejas solitarias se pueden distribuir fácilmente en usos de suelo (Borges *et al.* 2020), sin ser limitados por su rasgo de comportamiento social a comparación de las abejas sociales, las cuales prefieren usos de suelo con una mayor cobertura arbórea. Este resultado coincide con el metaanálisis de Williams *et al.* (2010), que indica que las abejas sociales son más sensibles a usos de suelo con mayor intensificación y que la anidación sobre el suelo (cavidades) es afectada negativamente por la degradación y la intensificación de los usos.

Para los rasgos de constancia floral, se encontró un resultado importante que indica que las abejas oligoléticas se asociaron a pasturas, a pesar de que su preferencia de recolecta de polen está restringida a un número limitado de especies de plantas con flor (Hanson *et al.* 2021). Otras investigaciones respaldan este resultado, ya que indicaron que especies poliléticas y oligoléticas no fueron diferentes significativamente con respecto al disturbio de los paisajes agropecuarios (Williams *et al.* 2010). La heterogeneidad de usos de suelo con diferente gradiente de intensificación presentes en la finca de CATIE y sus alrededores, pueden contribuir a que las abejas se desplacen sin ser limitadas por sus rasgos ecológicos; ya que al tener parches de bosque-caña y plantaciones forestales puede contribuir con sustratos para la anidación tanto en la superficie como en el suelo, y los usos como la caña y pastura al forrajeo de alimentación y la anidación en el suelo.

4.5 Limitaciones e investigaciones futuras

El área de estudio fue 3,335 ha hectáreas con varios usos de suelo, lo cual conllevó a establecer los sitios a una distancia mínima de 400 metros, para evitar sesgos de distancia. Sin embargo, se recomienda establecer los sitios más distanciados, especialmente si se busca estudiar el efecto de paisajes agropecuarios sobre los rangos de vuelos de las abejas, ya que se han detectado rangos mayores de 1-2km desde sus nidos (Borges *et al.* 2020, Roubik 1989).

Adicionalmente, la estructura espacial del área de estudio limitó a establecer los sitios con un borde >100 metros, ya que los parches dentro de la finca son pequeños y heterogéneos; el efecto de borde tiene un efecto del microclima y de luz sobre las comunidades de abejas (Ricketts 2004).

Por falta de tiempo y condiciones de acceso, el muestreo de abejas se realizó solamente en estratos bajo, dejando sin información la parte del dosel de los bosques y plantaciones forestales.

Especialmente en bosques, la floración mayormente ocurre en el dosel, donde la polinización es esencial e importante para los árboles que florecen (Ulyshen *et al.* 2023). En futuras investigación, resultaría interesante estudiar cómo varían las comunidades de abejas y sus composiciones en diferentes estratos de usos de suelo con alta cobertura arbórea.

Además, basado en lo aprendido durante esta investigación, para futuros estudios se sugiere realizar el mismo estudio en un período de tiempo más grande para capturar información asociada a la época lluviosa, ya que las comunidades de abejas pueden ser diferente dependiendo de la temporada (Galbraith *et al.* 2020). Asimismo, se recomienda realizar comparaciones tanto espaciales como temporales.

En este paisaje serían valiosos estudios posteriores que evalúen la interacción entre abejas y la vegetación local, para obtener información de cuáles especies de plantas con flor son mayormente visitadas por abejas y así plantear mejores estrategias para su conservación. Finalmente, la finca de CATIE está dentro un corredor de conectividad, por ello, al realizar este estudio a una escala más amplia podemos llevar el manejo y conversación desde la finca al corredor CBVCT y así aportar a la diversidad de las abejas en esta zona del país.

5. CONCLUSIONES

Los estudios de comunidades de abejas entre varios usos del suelo dentro de un paisaje agropecuario son de suma importancia para una conservación y manejo basado en evidencia, ya que la mayoría de los estudios se centran solamente en la comparación de un solo uso de suelo y remanentes de bosque. Los cambios en la abundancia, riqueza y diversidad de las comunidades de abejas indicaron, por un lado, que usos de suelo diferentes a bosque cumplen una función importante en paisajes agrícolas para la conservación y manejo de la diversidad de abejas y el servicio de la polinización dentro y fuera de la finca de CATIE. De los usos de suelo analizados, el bosque mostró una composición diferente a los demás usos de suelo, indicando su rol esencial dentro de los paisajes agropecuarios para mantener ciertos grupos de abejas que pueden contribuir de manera importante a la funcionalidad ecológica y el mantenimiento de polinización.

Al encontrar las cinco familias de abejas registradas para Costa Rica, destaca la importancia y el potencial de estos paisajes agropecuarios para la conservación de especies de abejas con pocos registros en el país. Asimismo, conservar estas familias solitarias y raras dentro de un paisaje, como la finca y sus alrededores, contribuye al mantenimiento de la diversidad de estas especies que pueden desempeñar roles esenciales para la biodiversidad y funciones específicas de polinización para plantas con flor nativas y cultivos esenciales en esta zona del país.

Adicionalmente, los resultados indican que los efectos del cambio de uso de suelo sobre las comunidades de abejas podrían no ser el mismo para todas las especies, debido a sus diferentes rasgos ecológicos, como: tamaño, comportamiento social, sustrato de anidación y constancia floral. Las abejas pequeñas, sociales que anidan en cavidades mostraron mayores abundancias en los sitios de bosque de la finca, en comparación con abejas solitarias y grandes que anidan en el suelo, encontradas en sitios más abiertos. Por ello, se debe considerar la información de los rasgos ecológicos de las abejas para plantear estrategias efectivas de conservación, manejo y restauración del hábitat para mantener las comunidades de abejas dentro de los paisajes agropecuarios.

En síntesis, la variedad de usos de suelos, remanentes de bosques y sitios de caña adyacentes a bosque contribuyen a la heterogeneidad de los paisajes de finca del CATIE y sus alrededores, aportando una diversidad de hábitats y recursos de alimentación y anidación a la diversidad de comunidades de abejas. Por último, conservar este grupo de polinizadores dentro de este tipo de paisajes permite obtener beneficios como amplias funciones ecológicas, mejor producción de alimentarios y una economía próspera de la finca comercial CATIE y sus alrededores.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Antonelli, A. 2022. The rise and fall of Neotropical biodiversity. *Botanical Journal of the Linnean Society* 199(1):8-24. DOI: <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boab061>.
- Antonini, Y; Martins, RP; Aguiar, LM; Loyola, RD. 2013. Richness, composition and trophic niche of stingless bee assemblages in urban forest remnants. *Urban Ecosystems* 16(3):527-541. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0281-0>.
- Borges, RC; Padovani, K; Imperatriz-Fonseca, VL; Giannini, TC. 2020. A dataset of multi-functional ecological traits of Brazilian bees (en línea). *Scientific Data* 7(1):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0461-3>.
- Boyer, KJ; Fragoso, FP; Dieterich Mabin, ME; Brunet, J. 2020. Netting and pan traps fail to identify the pollinator guild of an agricultural crop (en línea). *Scientific Reports* 10(1):1-11. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70518-9>.
- Brosi, BJ. 2009. The effects of forest fragmentation on euglossine bee communities (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) (en línea). *Biological Conservation* 142(2):414-423. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.003>.
- Brosi, BJ; Daily, GC; Ehrlich, PR. 2007. Bee community shifts with landscape context in a tropical countryside. *Ecological Applications* 17(2):418-430. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-0029>.
- Brosi, BJ; Daily, GC; Shih, TM; Oviedo, F; Brosi, BJ; Daily, C; Shih, TM; Oviedo, F. 2008. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology* 45(3):773-783. DOI: <https://doi.org/10.1111/j>.
- Buchori, D; Rizali, A; Larasati, A; Hidayat, P; Ngo, H; Gemmil-Herren, B. 2019. Natural habitat fragments obscured the distance effect on maintaining the diversity of insect pollinators and crop productivity in tropical agricultural landscapes (en línea). *Heliyon* 5(3):e01425. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01425>.
- Chao, A; Gotelli, NJ; Hsieh, TC; Sander, EL; Ma, KH; Colwell, RK; Ellison, AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1):45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Carril, OM; Wilson, JS. 2023. *Common Bees of Western North America* (Vol. 124). Princeton University Press.
- Danforth, B; Minckley, R; Neff, J. 2019. *The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation*. New Jersey, s.e. 7-25 p.
- De Cáceres M, Legendre P (2009). "Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference." *Ecology*, *90*, 3566-3574. DOI:10.1890/08-1823.1<<https://doi.org/10.1890/08-1823.1>>.
- De Palma, A; Kuhlmann, M; Roberts, SPM; Potts, SG; Börger, L; Hudson, LN; Lysenko, I; Newbold, T; Purvis, A. 2015. Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 52(6):1567-1577. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12524>.
- Dufrêne, M; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible

asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3):345-366. DOI: <https://doi.org/10.2307/2963459>.

- Estrada-Carmona, N; Martínez-Salinas, A; DeClerck, FAJ; Vílchez-Mendoza, S; Garbach, K. 2019. Managing the farmscape for connectivity increases conservation value for tropical bird species with different forest-dependencies (en línea). *Journal of Environmental Management* 250(September):109504. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109504>.
- Ferreira, JVA; Storck-Tonon, D; Ramos, AWP; Costa, HCM; Nogueira, DS; Mahlmann, T; Oliveira, ML; Pereira, MJB; da Silva, DJ; Peres, CA. 2022. Critical role of native forest and savannah habitats in retaining neotropical pollinator diversity in highly mechanized agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 338(July 2021). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108084>.
- Galbraith, SM; Griswold, T; Price, WJ; Bosque-Pérez, NA. 2020. Biodiversity and community composition of native bee populations vary among human-dominated land uses within the seasonally dry tropics (en línea). *Journal of Insect Conservation* 24(6):1045-1059. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00274-8>.
- Hall, M. 2018. Blue and yellow vane traps differ in their sampling effectiveness for wild bees in both open and wooded habitats. *Agricultural and Forest Entomology* 20(4):487-495. DOI: <https://doi.org/10.1111/afe.12281>.
- Hanson, P; Fernández Otárola, M; Lobo Segura, J; Frankie, G; Coville, R; Aguilar Monge, I; Acuña Cordero, Mariana Herrera González, E. 2021. *Abejas de Costa Rica*. 1 ed. San José, Editorial UCR. 257 p.
- Hsieh, TC; Ma, K.H; and Anne Chao. 2022, iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 3.0.0 URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.
- Imbach, P; Fung, E; Hannah, L; Navarro-Racines, CE; Roubik, DW; Ricketts, TH; Harvey, CA; Donatti, CI; Läderach, P; Locatelli, B; Roehrdanz, PR. 2017. Coupling of pollination services and coffee suitability under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114(39):10438-10442. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1617940114>.
- Di Rienzo, JA; Macchiavelli, R; Casanoves, F. 2017. Modelos lineales generalizados mixtos aplicaciones en *InfoStat* (en línea). s.l., s.e. Consultado 21 ago. 2021. Disponible en <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr:80/handle/11554/8691>.
- Kindt, R .2005. *_Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies_*. World Agroforestry Centre (ICRAF). ISBN 92-9059-179-X, <<http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>>.
- Klein, AM; Boreux, V; Fornoff, F; Mupepele, AC; Pufal, G. 2018. Relevance of wild and managed bees for human well-being (en línea). *Current Opinion in Insect Science* 26:82-88. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.011>.
- Klein, AM; Vaissière, BE; Cane, JH; Steffan-Dewenter, I; Cunningham, SA; Kremen, C; Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274(1608):303-313. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.

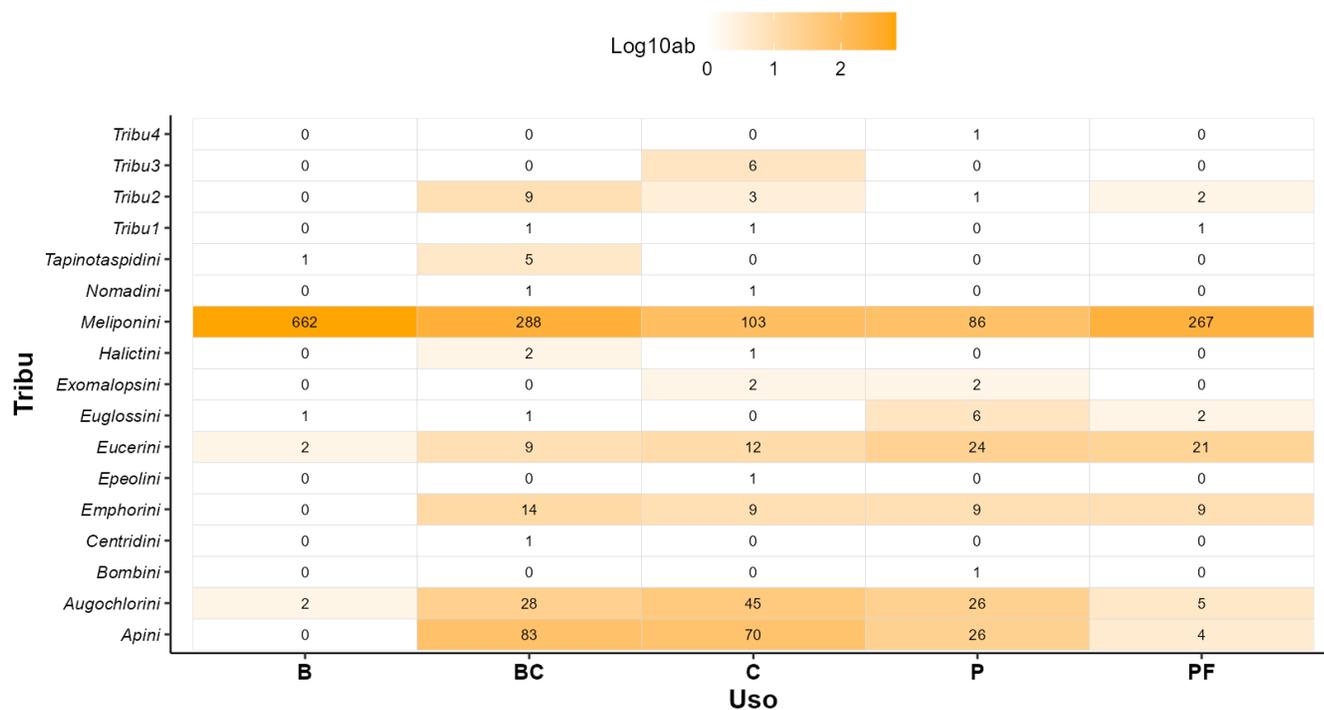
- Klein, AM; Steffan-Dewenter, I; Buchori, D; Tscharntke, T. 2002. Effects of on Land-Use Coffee Bees Intensity in Tropical Agroforestry and Flower-Visiting Trap-Nesting and wasps. *Conservation Biology* 16(4):1003-1014.
- Kumsa, T; Ballantyne, G. 2021. Insect pollination and sustainable agriculture in Sub-Saharan Africa. *Journal of Pollination Ecology* 27(May 2020):36-46. DOI: [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2021\)615](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2021)615).
- LeBuhn, G; Vargas Luna, J. 2021. Pollinator decline: what do we know about the drivers of solitary bee declines? *Current Opinion in Insect Science* 46:106-111. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.05.004>.
- Lautenbach, S; Seppelt, R; Liebscher, J; Dormann, CF. 2012. Spatial and temporal trends of global pollination benefit. *PLoS ONE* 7(4). DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035954>.
- Martínez-Salinas, A; DeClerck, F; Vierling, K; Vierling, L; Legal, L; Vílchez-Mendoza, S; Avelino, J. 2016. Bird functional diversity supports pest control services in a Costa Rican coffee farm (en línea). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 235:277-288. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.029>.
- Moure, JS; Urban, D; Melo, GAR. 2007. Catalogue of the bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical region. *Sociedade Brasileira de Entomologia* :1058. DOI: <https://doi.org/10.1051/apido:2008033>.
- Murray, TE; Kuhlmann, M; Potts, SG. 2009. Conservation ecology of bees: Populations, species and communities. *Apidologie* 40(3):211-236. DOI: <https://doi.org/10.1051/apido/2009015>.
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos, JJ. 2007. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. s.l., s.e. 57-68. p.
- Nates-Parra, G; Palacios, E; Parra-H, A. 2008. Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (hymenoptera: Apidae) en meta, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 56(3):1295-1308. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5711>.
- O'Connor, RS; Kunin, WE; Garratt, MPD; Potts, SG; Roy, HE; Andrews, C; Jones, CM; Peyton, JM; Savage, J; Harvey, MC; Morris, RKA; Roberts, SPM; Wright, I; Vanbergen, AJ; Carvell, C. 2019. Monitoring insect pollinators and flower visitation: The effectiveness and feasibility of different survey methods. *Methods in Ecology and Evolution* 10(12):2129-2140. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13292>.
- Oksanen, J; Simpson, G; Blanchet, F; Kindt, R; Legendre, P; Minchin, P; O'Hara, R; Solymos, P; Stevens, M; Szoecs, E; Wagner, H; Barbour, M; Bedward, M; Bolker, B; Borcard, D; Carvalho, G; Chirico, M; De Caceres, M; Durand, S; Evangelista, H; FitzJohn, R; Friendly, M; Furneaux, B; Hannigan, G; Hill, M; Lahti, L; McGlinn, D; Ouellette, M; Ribeiro Cunha, E; Smith, T; Stier, A; Ter Braak, C; Weedon, J. 2022. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Ollerton, J; Winfree, R; Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120(3):321-326. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.
- O'Toole, C., & Raw, A. (1991). *Bees of the World*. Blandford Press.
- Orr, MC; Hughes, AC; Chesters, D; Pickering, J; Zhu, CD; Ascher, JS. 2021. Global Patterns and

- Drivers of Bee Distribution (en línea). *Current Biology* 31(3):451-458.e4. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.10.053>.
- Packer, L. 2023. *Bees of the World: A Guide to Every Family (Vol. 5)*. Princeton University Press.
- Pantoja, A; Smith-Pardo, A; García, A; Sáenz, A; Rojas, F. 2014. Principios y avances sobre polinización como servicio ambiental para la agricultura sostenible en países de Latinoamérica y el Caribe. *Principios y avances*. s.l., s.e. 56 p.
- Potts, SG; Biesmeijer, JC; Kremen, C; Neumann, P; Schweiger, O; Kunin, WE. 2010. Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers (en línea). *Trends in Ecology and Evolution* 25(6):345-353. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.
- Potts, SG; Imperatriz-Fonseca, V; Ngo, HT; Aizen, MA; Biesmeijer, JC; Breeze, TD; Dicks, L V.; Garibaldi, LA; Hill, R; Settele, J; Vanbergen, AJ. 2016. Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540(7632):220-229. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature20588>.
- Prado, SG; Ngo, HT; Florez, JA; Collazo, JA. 2017. Sampling bees in tropical forests and agroecosystems: a review. *Journal of Insect Conservation* 21(5-6):753-770. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0018-8>.
- Rahimi, E; Barghjelveh, S; Dong, P. 2022. Amount, distance-dependent and structural effects of forest patches on bees in agricultural landscapes (en línea). *Agriculture and Food Security* 11(1):1-15. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40066-022-00360-x>.
- R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ridhawati, A; Mahayu, WM; Garusti, G; Asbani, N. 2022. Viability of sugarcane and *Erianthus arundinaceus* pollen under marcotting treatment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 974(1). DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/974/1/012053>.
- Ricketts, TH. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18(5):1262-1271. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00227.x>.
- Ricketts, TH; Regetz, J; Steffan-Dewenter, I; Cunningham, SA; Kremen, C; Bogdanski, A; Gemmill-Herren, B; Greenleaf, SS; Klein, AM; Mayfield, MM; Morandin, LA; Ochieng', A; Viana, BF. 2008. Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns? *Ecology Letters* 11(5):499-515. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>.
- Rogers, TN. 2003. Foraging behavior of *Trigona fulviventris* in a Costa Rican cloud forest. *Tropical Ecology Collection (Monteverde Institute)* .
- Roubik, D. W. 1989. *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. United Kingdom: Cambridge University Press.
- Roubik, DW. 1995. *Pollination of cultivated plants in the tropics*. s.l., s.e. 198 p.
- Sáenz, A; Cadet-Piedra, E; Robin, G-G. 2023. Asociación entre entomofauna y arvenses en caña de azúcar. *Agronomía Mesoamericana* 34(3).
- Sahari, B; Rizali, A; Buchori, D. 2010. Insect pollinator communities under changing land-use in tropical landscapes: implications for agricultural management in Indonesia. *Environmental Science and Engineering* :97-114. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-00493-3_4.

- Schauff, M. 1986. *Collecting And Preserving Insects And Mites Techniques And Tools*. Washington, D.C., Systematic Entomology Laboratory, USDA National Museum of Natural History.
- Silveira, FA; Melo, GA; Almeida, EA. 2002. *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*.
- Siregar, EH; Atmowidi, T; Kahono, S. 2016. Diversity and Abundance of Insect Pollinators in Different Agricultural Lands in Jambi, Sumatera (en línea). *HAYATI Journal of Biosciences* 23(1):13-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hjb.2015.11.002>.
- Thiollay, J-M. 1992. Influence of Selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. *Conservation Biology* 6(1):47-63.
- Ulyshen, M; Urban-Mead, KR; Dorey, JB; Rivers, JW. 2023. Forests are critically important to global pollinator diversity and enhance pollination in adjacent crops. *Biological Reviews* 6. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12947>.
- Williams, NM; Crone, EE; Roulston, TH; Minckley, RL; Packer, L; Potts, SG. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances (en línea). *Biological Conservation* 143(10):2280-2291. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.024>.
- Winfrey, R; Aguilar, R; Vázquez, DP; Gretchen, L; A., AM. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90(8):2068-2076.
- Zattara, EE; Aizen, MA. 2021. Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness (en línea). *One Earth* 4(1):114-123. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.005>.
- Zhang, Z; Takane, Y. 2010. *Multidimensional Scaling*, Editor(s): Penelope Peterson, Eva Baker, Barry McGaw, International Encyclopedia of Education (Third Edition) (en línea). Elsevier. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044894-7.01348-8>.
- Zurbuchen, A; Landert, L; Klaiber, J; Müller, A; Hein, S; Dorn, S. 2010. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143(3):669-676. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

7. ANEXOS

Anexo 1. Mapa de calor con las abundancias de cada especie de abeja por usos de suelo. Los nombres con tribu1, 2, 3 y 4 se asignaron a familias de abejas que no tienen tribu. La tribu1 pertenece a la familia Megachilidae, la tribu2 a Apidae, la tribu3 a Colletidae, la tribu4 a Andrenidae. B: bosque, BC: Bosque-caña, C: caña, P: pastura, PF: Plantación forestal.



Anexo 2. Lista de las especies de abejas colectadas en la finca del CATIE, indicando su familia y su código y su abundancia por uso de suelo (añadir los códigos de los usos).

Código Especie	Familia	Especie	B	BC	C	P	PF
ANTSPP	Megachilidae	<i>Anthidium sp</i>	0	1	0	0	0
APIMEL	Apidae	<i>Apis mellifera</i>	0	83	70	26	4
AUCSPP	Halictidae	<i>Augochloropsis sp</i>	0	0	3	1	0
AUGSPP	Halictidae	<i>Augochlora sp</i>	0	9	19	14	5
AUOSPP	Halictidae	<i>Augochlorella sp</i>	0	0	0	2	0
BOMPUL	Apidae	<i>Bombus pullatus</i>	0	0	0	1	0
CAESPP	Halictidae	<i>Caenaugochlora sp</i>	0	0	3	0	0
CERSPP	Apidae	<i>Ceratina sp</i>	0	8	1	1	2

COLSPP	Colletidae	<i>Colletes sp</i>	0	0	2	0	0
DESCO1	Halictidae	desconocido1	0	5	4	3	0
DESCO2	Halictidae	desconocido2	0	2	1	0	0
DOLSCH	Apidae	<i>Dolichotrigona schulthessi</i>	0	1	0	0	0
EPISPP	Apidae	<i>Epicharis sp</i>	0	1	0	0	0
EUCSPP	Apidae	<i>Eucera sp</i>	0	0	0	4	5
EUFDUC	Apidae	<i>Eufriesea duckei</i>	0	0	0	0	1
EUGSPP	Apidae	<i>Euglossa sp</i>	1	1	0	3	0
EUGTUR	Apidae	<i>Euglossa turbinifex</i>	0	0	0	1	1
EUGVIR	Apidae	<i>Euglossa viridissima</i>	0	0	0	1	0
EULSPP	Apidae	<i>Eulaema sp</i>	0	0	0	1	0
EXOSPP	Apidae	<i>Exomalopsis sp</i>	0	0	2	2	0
FLOSPP	Apidae	<i>Florilegus sp</i>	0	0	0	1	1
GEOLUT	Apidae	<i>Geotrigona lutzi</i>	0	0	3	0	0
HYLSPP	Colletidae	<i>Hylaeus sp</i>	0	0	4	0	0
LESDAN	Apidae	<i>Lestrimelitta danuncia</i>	0	1	0	0	1
MEASPP	Halictidae	<i>Megalopta sp</i>	1	3	1	1	0
MEGSPP	Megachilidae	<i>Megachile sp</i>	0	0	1	0	1
MEISPP	Apidae	<i>Melissoptila sp</i>	0	2	2	1	0
MELCOS	Apidae	<i>Melipona costaricensis</i>	0	0	1	0	0
MELSPP	Apidae	<i>Melissodes sp</i>	0	1	4	4	4
METSPP	Apidae	<i>Melitoma sp</i>	0	14	9	9	9
NANPER	Apidae	<i>Nannotrigona perilampoides</i>	0	1	3	11	0
NEOSPP	Halictidae	<i>Neocorynura sp</i>	0	10	15	5	0
NOMSPP	Apidae	<i>Nomada sp</i>	0	1	1	0	0
ODYSPP	Apidae	<i>Odyneropsis sp</i>	0	0	1	0	0
OXYMEL	Apidae	<i>Oxytrigona mellicolor</i>	0	0	2	0	0
PARMUS	Apidae	<i>Partamona musarum</i>	6	23	2	0	12
PARORI	Apidae	<i>Partamona orizabaensis</i>	0	9	4	3	6

PARSPP	Apidae	<i>Paratetrapedia sp</i>	1	5	0	0	0
PLEFRO	Apidae	<i>Plebeia frontalis</i>	252	5	0	0	2
PLEJAT	Apidae	<i>Plebeia jatiformis</i>	3	12	1	0	0
PLEPUL	Apidae	<i>Plebeia pulchra</i>	31	9	0	0	0
PROSPP	Andrenidae	<i>Protandrena sp</i>	0	0	0	1	0
PSESPP	Halictidae	<i>Pseudaugochlora sp</i>	1	1	0	0	0
SCAARG	Apidae	<i>Scaura argyrea</i>	0	20	6	0	3
SCAPEC	Apidae	<i>Scaptotrigona pectoralis</i>	0	0	3	0	0
SVASPP	Apidae	<i>Svastra sp</i>	0	1	0	0	0
TETANG	Apidae	<i>Tetragonisca angustula</i>	2	17	17	7	1
TETZIE	Apidae	<i>Tetragona zieglerei</i>	3	1	0	0	0
THYSPP	Apidae	<i>Thygater sp</i>	2	5	6	14	11
TRICOR	Apidae	<i>Trigona corvina</i>	0	3	10	11	34
TRIFER	Apidae	<i>Trigona ferricauda</i>	199	3	7	19	2
TRIFUL	Apidae	<i>Trigona fulviventris</i>	160	34	24	30	158
TRIFUS	Apidae	<i>Trigona fuscipennis</i>	2	116	10	1	2
TRINIG	Apidae	<i>Trigona nigerrima</i>	0	3	7	0	12
TRIPIP	Apidae	<i>Trigonisca pipioli</i>	0	4	0	0	0
TRISIL	Apidae	<i>Trigona silvestriana</i>	4	26	3	4	34
XYLSPP	Apidae	<i>Xylocopa sp</i>	0	1	2	0	0
Total			668	442	254	182	311